

NICOLLE VEIGA SYDNEY

USO DO ESPAÇO POR DIFERENTES ESPÉCIES DE MAMÍFEROS EM
FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL.

Tese apresentada como requisito parcial à
obtenção do grau de Doutor em Zoologia,
no curso de pós-graduação em Zoologia,
Setor de Ciências Biológicas,
Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Emygdio Leite de
Araújo Monteiro Filho

CURITIBA

2016

Universidade Federal do Paraná
Sistema de Bibliotecas

Sydney, Nicolle Veiga

Uso do espaço por diferentes espécies de mamíferos em fragmentos de floresta estacional semidecidual. / Nicolle Veiga Sydney. – Curitiba, 2016. 192 f.: il. ; 30cm.

Orientador: Emygdio Leite de Araújo Monteiro Filho

Tese (doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.


1. Mamífero 2. Florestas I. Título II. Monteiro Filho, Emygdio Leite de Araújo III. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

CDD (20. ed.) 599

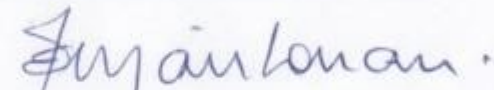
TERMO DE APROVAÇÃO

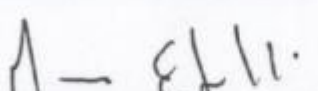
Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ZOOLOGIA da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Tese de Doutorado de **NICOLLE VEIGA SYDNEY**, intitulada: **"USO DO ESPAÇO POR DIFERENTES ESPÉCIES DE MAMÍFEROS EM FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL"**, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua aprovação.

Curitiba, 30 de Março de 2016.


Prof EMYGDIO LEITE DE ARAUJO MONTEIRO FILHO (UFPR)
(Presidente da Banca Examinadora)


Prof GLEDSON VIGIANO BIANCONI (IFPR)


Prof JOSE EDUARDO MANTOVANI (INPE)


Prof MAURICIO EDUARDO GRAIPEL (UFSC)


Prof ROBERTO FUSCO COSTA (IPEC)

Ao meu marido Rodrigo
e à minha filha Laura

AGRADECIMENTOS

Ao Emygdio, por toda a confiança em mim depositada, por tantas boas ideias, críticas, sugestões e por muita compreensão. Estou certa de que eu não poderia estar sob melhor e mais agradável orientação.

Ao Prof. Anderson Luiz de Carvalho, médico veterinário responsável pelos procedimentos clínicos, por me ensinar a manipular os animais, pelo auxílio em todas as etapas de campo, por estar sempre disposto a ajudar, pelo bom humor infinito e pela grande amizade. Sua colaboração foi fundamental para o desenvolvimento desta tese.

À equipe de médicos veterinários orientada pelo Prof. Anderson de Carvalho: Laura Grillo, Everton Leonardi, Karin Gabriel e Thiago Menestrina. Obrigada pelo auxílio em campo, pela boa vontade e boas risadas mesmo frente à taxas de captura zero após carregar 20 quilos de armadilhas milharal adentro.

Aos alunos do curso de Ciências Biológicas da UFPR (Campus Palotina): André Confetti, Bruna Barbosa, Marina Rosenberger, Rafaela Sauer, Sara Batista e Vanderson de Lima, pela ajuda na etapa de captura dos indivíduos e por acreditarem no meu trabalho.

Ao Roberto Fusco Costa (Ed), por ter me ensinado a utilizar os equipamentos de telemetria e por várias dicas durante o delineamento do estudo.

Ao Prof. José Eduardo Mantovani, pelas valiosas críticas e sugestões ao meu trabalho de qualificação, que originou o primeiro capítulo desta tese, e à minha pré-tese.

À Ligia, por ter recebido e trazido, com a maior boa vontade, os equipamentos de telemetria importados dos Estados Unidos.

Ao Ivan Riedi, proprietário da Fazenda Açu, por permitir a utilização da área para o estudo e aos funcionários Sérgio, Valmir e Carlos pela prontidão em me resgatar, por me ensinarem a trocar pneus e desatolar carros com trator.

Ao IPeC, Instituto de Pesquisa em Cananéia, por ter me aceito como membro, pelo apoio e empréstimo de equipamentos, sem os quais não seria possível dar início ao estudo.

Aos membros da banca, pela disponibilidade e grande interesse em colaborar com meu estudo, oferecendo sugestões valiosas.

À CAPES, pela concessão de bolsa de doutorado durante o primeiro ano e ao CNPq, pela concessão de bolsa nos três últimos anos da pesquisa.

À minha família, pela confiança e apoio e principalmente à minha mãe, por me acompanhar em alguns monitoramentos.

Ao Rodrigo por tanto incentivo, paciência e envolvimento no projeto. Obrigada por suportar o cheiro de sardinha e caldo de galinha na nossa cozinha e o cheiro de gambá em mim e no nosso carro. Por permitir que os pintinhos a serem utilizados como iscas morassem no nosso banheiro, além de cuidar deles para mim. Por me acompanhar em todas as expedições de 24 horas e pelas valiosas discussões. Por ser um excelente pai e cuidar da Laura no contra turno para que eu pudesse escrever a tese. Pela leitura crítica da tese. Pela parceria sem fim.

RESUMO

Compreender o uso do espaço por determinada espécie é fundamental, uma vez que o espaço físico utilizado por ela delimita muitas de suas interações ecológicas com o ambiente, podendo ter influência nas dinâmicas populacionais e nas estruturas de comunidades. A telemetria vem sendo amplamente utilizada em estudos que buscam conhecer o uso do espaço por diversos animais, visto que os mesmos podem ser constantemente monitorados, permitindo o entendimento de padrões de movimentação e de distribuição espacial. A proposta deste estudo foi analisar o uso do espaço para três espécies de mamíferos onívoros (*Didelphis albiventris*, *Nasua nasua* e *Cercopithecus thous*) em fragmentos de floresta estacional semidecidual inseridos em matriz de cultivo agrícola, no oeste paranaense. A captura dos indivíduos foi realizada durante 10 meses, através da utilização de armadilhas do tipo Tomahawk. Para determinar a área de vida dos indivíduos foram aplicados os métodos Mínimo Polígono Convexo e Kernel 95% e 50%. O deslocamento foi determinado através da distância medida entre duas localizações, em intervalos de 1 e 24 horas, enquanto a seleção do habitat foi avaliada através do índice de eletividade de Ivlev, onde foi comparado utilização de habitats em relação à disponibilidade dos mesmos. Doze indivíduos foram monitorados, sendo cinco gambás, seis quatis e um cachorro-do-mato, os quais tiveram áreas de vida médias 42, 294 e 523 ha, respectivamente. As áreas de vida diárias corresponderam em média à 5%, 37% e 61% da área de vida geral de quatis, gambás e cachorro-do-mato, indicando baixa fidelidade à área de uso principalmente por *N. nasua*. Alguns dos valores aqui encontrados para área de vida de *N. nasua* e *D. albiventris*, são os maiores já registrados para estas espécies, o que pode estar relacionado ao grande número de localizações e tempo de monitoramento empregado neste estudo. A taxa de deslocamento média em 24 horas foi de 1.520 metros para *D. albiventris*, 1.853 para *N. nasua* e 8.850 para *C. thous*. Todas as espécies estudadas mostraram, de modo geral, uma seleção positiva dos habitats florestados, ocorrendo o oposto para as áreas de cultura, apesar desta representar em média 11,71%, 21,74% e 50% das localizações de gambás, quatis e cachorro-do-mato, respectivamente, indicando a utilização deste habitat por todas as espécies. Foi possível notar uma diferença entre o modo como as três espécies utilizaram este cenário fragmentado, apesar de serem todas genericamente classificadas como onívoras. Os gambás utilizaram amplamente fragmentos e matas-ciliares, com baixo uso dos cultivos, enquanto os quatis e o cachorro-do-mato utilizaram comparativamente mais cultivos. Visto que os quatis são sociais, acredita-se que apesar das matas-ciliares e fragmentos serem de extrema importância para sua manutenção, os mesmos não são capazes de suprir toda a demanda energética do grupo frente à fragmentação. O mesmo possivelmente ocorre para o cachorro-do-mato, o qual pode viver em pares ou compor pequenos grupos. Por outro lado, o cultivo pode estar representando apenas uma área secundária com oferta de recursos, a qual é utilizada em diferentes graus frente ao comportamento oportunista das espécies estudadas. Já os gambás, por serem de menor porte e de hábito solitário, não tiveram necessidade de utilizar os cultivos com tanta frequência, uma vez que as áreas florestadas remanescentes são aparentemente suficientes para sua sobrevivência.

Palavras-chave: Fragmentação; Telemetria; Mamíferos.

ABSTRACT

How species use the physical space is a fundamental question, because space delineates species ecological interactions and influences population dynamics and community structure. Telemetry has been widely applied in studies to detect the animals space use, since it enables a constant monitoring, thus allowing the recognition of movement patterns and spatial distribution. This study goal is to analyze the space use of three omnivorous species (*Didelphis albiventris*, *Nasua nasua* e *Cerdocyon thous*) on Seasonal Semideciduous Forest fragmented landscape. Capture was carried out with Tomahawk traps during ten months. For home range determination the Minimum Convex Polygon and Kernel (95% and 50%) were calculated. Displacement was determined using the distance between two localizations, during 1 to 24 hours, while habitat selection was evaluated using Ivlev's electivity index, comparing the ratio of habitat use and availability. Twelve individuals were monitored, five opossums, six coatis and one crab-eating fox, which have mean home ranges 42, 294 and 523 ha, respectively. The mean daily home ranges corresponded to 5%, 37% and 61% for coatis, opossums and crab-eating fox respectively, indicating a low fidelity specially of *N. nasua*. Some of values founded here are the higher recorded for *N. nasua* e *D. albiventris*, probably due the large number of localizations and monitoring period presented here. The 24 hours mean movement rate was 1,520 meters for *D. albiventris*, 1,853 for *N. nasua* and 8,850 for *C. thous*. All species broadly have a positive selection for forested habitats and negative selection for crop areas, despite the fact that the mean crop use were 11.71%, 21.74% and 50% for opossum, coati and crab-eating fox, thus indicating the use of this habitat for all species. A difference in how the three species explore the landscape was noted, despite they all are classified as omnivorous. Opossums broadly used forest fragments and riparian forests, with a low use of crops, while for coatis and crab-eating fox the proportion of crop use was relatively higher. Due the coatis sociality, is reasonable to believe that riparian forests and other fragments are extremely important to species maintaining, but this remnants could not supply all species requirements in a fragmented landscape. The same is expected to occur for crab-eating fox that lives in pairs or even in small groups. On the other hand, crop can be a secondary supplier of resources, differently explored by opportunistic species. Opossums, with lower size and solitary habits, do not need to explore crops with a high frequency since the remnant forests are apparently enough for their survival.

Key-words: Fragmentation; Telemetry; Mammals.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa indicando a localização da área de estudo (Fazenda Açú), situada no Oeste paranaense..... 20

Figura 2. Imagem de satélite da área de estudo, obtida em 06 de outubro de 2014. O traço negro contínuo indica os limites da Fazenda Açú. As linhas tracejadas indicam corpos de água, estando o Rio Açú no limite Oeste da fazenda, o Rio Piquiri no limite Norte e em parte do limite Leste, além de braços destes dois rios que partem dos mesmos em direção ao interior da fazenda. As áreas verde-escuro representam os fragmentos florestais, os quais se encontram imersos em áreas de agricultura..... 21

Capítulo 1

Figura 1.1. Evolução no número de estudos publicados entre 1972 e 2013 sobre uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte da Região Neotropical..... 28

Figura 1.2. Número de estudos sobre uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte da Região Neotropical em cada país, entre 1972 e 2013..... 29

Figura 1.3. Número de estudos sobre uso do espaço por diferentes ordens de mamíferos de médio e grande porte da Região Neotropical, entre 1972 e 2013..... 30

Figura 1.4. Número de estudos sobre diferentes atributos do uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte da Região Neotropical, entre 1972 e 2013..... 31

Figura 1.5. Número de estudos utilizando diferentes técnicas para a avaliação do uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte da Região Neotropical, entre 1972 e 2013..... 33

Figura 1.6. Número de estudos realizados sobre o uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte em diferentes biomas brasileiro, entre 1972 e 2013..... 34

Capítulo 2

Figura 2.1. Imagem de satélite da área de estudo obtida em 6 de outubro de 2014, onde as estrelas representam as 10 estações de coleta..... 74

Figura 2.2. Capturas e instalação de coleiras com transmissores em gambás (*Didelphis albiventris*) em fragmentos da Fazenda Açú (PR). A. Acompanhamento do indivíduo DA1, após receber anestesia. B. Instalação do colar no indivíduo DA1. C. DA1 recapturado sem ferimentos e com o colar íntegro. D. Indivíduo DA2 após receber o colar..... 80

Figura 2.3. Áreas de vida dos gambás (*Didelphis albiventris*) monitorados na Fazenda Açú (PR), representadas por polígonos sobre uma imagem de satélite obtida no dia 06 de outubro de 2014..... 81

Figura 2.4. Áreas de vida (em ha) do gambá (*Didelphis albiventris*) DA1 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma imagem de satélite obtida em 6 de outubro de 2014. A área

de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono vermelho e a calculada pelo método do KF pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). As cruces negras indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 0,2 km..... 82

Figura 2.5. Áreas de vida (em ha) do gambá (*Didelphis albiventris*) DA2 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma imagem de satélite obtida em 6 de outubro de 2014. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono azul e a calculada pelo método do KF pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). As cruces negras indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 0,2 km..... 83

Figura 2.6. Áreas de vida (em ha) do gambá (*Didelphis albiventris*) DA3 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma imagem de satélite obtida em 6 de outubro de 2014. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono verde e a calculada pelo método do KF pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). As cruces negras indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 0,2 km..... 83

Figura 2.7. Áreas de vida (em ha) do gambá (*Didelphis albiventris*) DA4 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma imagem de satélite obtida em 6 de outubro de 2014. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono amarelo e a calculada pelo método do KF pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). As cruces negras indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 0,2 km..... 84

Figura 2.8. Áreas de vida (em ha) do gambá (*Didelphis albiventris*) DA5 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma imagem de satélite obtida em 6 de outubro de 2014. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono rosa e a calculada pelo método do KF pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). As cruces negras indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 0,2 km..... 84

Figura 2.9. Curvas de acumulação de área de vida (em ha) dos gambás (*Didelphis albiventris*) monitorados na Fazenda Açú (PR), de acordo com o número de localizações..... 85

Figura 2.10. Curvas de acumulação de área de vida (em ha) dos gambás (*Didelphis albiventris*) monitorados na Fazenda Açú (PR), de acordo com o número de meses de monitoramento..... 86

Figura 2.11. Áreas de vida dos gambás (*Didelphis albiventris*) monitorados na Fazenda Açú (PR) sobre uma imagem de satélite obtida em 6 de outubro de 2014. Os polígonos coloridos representam as áreas de vida gerais e os polígonos brancos representam as áreas de vida diárias. O traço negro no canto inferior esquerdo representa a escala de 0,2 km..... 88

Figura 2.12. Relação entre os logaritmos do tamanho da área de estudo e tamanho médio de área de vida estimada para *Didelphis*, a partir de uma compilação de estudos sobre uso de espaço pelo gênero..... 89

Figura 2.13. Relação entre o número médio de localizações independentes obtidas e o tamanho médio de área de vida estimada para *Didelphis*, a partir de uma compilação de estudos sobre uso de espaço pelo gênero..... 90

Capítulo 3

Figura 3.1. Imagem de satélite da área de estudo obtida em 6 de outubro de 2014, onde as estrelas representam as 10 estações de coleta..... 116

Figura 3.2. Capturas e instalação de coleiras com transmissores em quatis (*Nasua nasua*) em fragmentos da Fazenda Açú (PR). A. Indivíduo NN2 ainda na armadilha. B. Acompanhamento do indivíduo NN2 após aplicação de anestesia. C. Rádio-colar recém instalado no indivíduo NN5. D. Região ventral do indivíduo NN5, evidenciando a prenhez..... 121

Figura 3.3. Áreas de vida (em ha) dos quatis (*Nasua nasua*) monitorados na Fazenda Açú (PR), representadas por polígonos sobre uma imagem de satélite obtida no dia 06 de outubro de 2014..... 123

Figura 3.4. Áreas de vida (em ha) do quati (*Nasua nasua*) NN1 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma imagem de satélite obtida em 6 de outubro de 2014. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono laranja e a calculada pelo método do KF pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). Os pontos negros indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 1 km..... 124

Figura 3.5. Áreas de vida (em ha) do quati (*Nasua nasua*) NN2 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma imagem de satélite obtida em 6 de outubro de 2014. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono verde e a calculada pelo método do pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). Os pontos negros indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 0,2 km..... 124

Figura 3.6. Áreas de vida (em ha) do quati (*Nasua nasua*) NN3 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma imagem de satélite obtida em 6 de outubro de 2014. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono rosa e a calculada pelo método do pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). Os pontos negros indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 0,2 km..... 125

Figura 3.7. Áreas de vida (em ha) do quati (*Nasua nasua*) NN4 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma imagem de satélite obtida em 6 de outubro de 2014. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono azul e a calculada pelo

método do pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). Os pontos negros indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 0,5 km..... 125

Figura 3.8. Áreas de vida (em ha) do quati (*Nasua nasua*) NN5 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma imagem de satélite obtida em 6 de outubro de 2014. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono vermelho e a calculada pelo método do pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). Os pontos negros indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 0,2 km..... 126

Figura 3.9. Áreas de vida (em ha) do quati (*Nasua nasua*) NN6 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma imagem de satélite obtida em 6 de outubro de 2014. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono amarelo e a calculada pelo método do KF pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). Os pontos negros indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 0,2 km..... 126

Figura 3.10. Curvas de acumulação de área de vida (em ha) de acordo com o número de localizações, para os quatis (*Nasua nasua*) monitorados na Fazenda Açú (PR)..... 128

Figura 3.11. Curvas de acumulação de área de vida (em ha) dos quatis (*Nasua nasua*) monitorados na Fazenda Açú (PR), de acordo com o número de meses de monitoramento..... 129

Figura 3.12. Áreas de vida (em ha) do quati (*Nasua nasua*) NN2 monitorado na Fazenda Açú (PR), sobre uma imagem de satélite obtida em 6 de outubro de 2014. O polígono verde indica a área de vida total, o polígono vermelho a área de vida durante o período reprodutivo (julho e agosto) e o polígono azul a área de vida durante o período não reprodutivo (setembro a março). O traço negro no canto inferior esquerdo representa a escala de 0,2 km..... 131

Figura 3.13. Áreas de vida dos quatis (*Nasua nasua*) monitorados na Fazenda Açú (PR) sobre uma imagem de satélite obtida em 6 de outubro de 2014. Os polígonos coloridos representam as áreas de vida gerais e os polígonos brancos representam as áreas de vida diárias. O traço negro no canto inferior esquerdo representa a escala de 1 km para NN1 e 0,2 km para os demais..... 132

Figura 3.14. Relação entre área de vida geral e peso para os quatis (*Nasua nasua*) monitorados na Fazenda Açú (PR)..... 134

Figura 3.15. Relação entre área de vida diária e peso para os quatis (*Nasua nasua*) monitorados na Fazenda Açú (PR)..... 134

Figura 3.16. Relação entre o número de localizações independentes obtidas e o tamanho médio de área de vida estimada para *Nasua nasua*, a partir de uma compilação de estudos sobre uso de espaço pela espécie..... 135

- Figura 3.17.** Relação entre a latitude e o tamanho médio de área de vida estimada para *Nasua nasua*, a partir de uma compilação de estudos sobre uso de espaço pela espécie..... 136
- Figura 3.18.** Relação entre o grau de luminosidade (onde 1 = 21 às 06 horas, 2 = 6 às 9 horas e 18 às 21 horas, 3 = 9 às 18 horas) e a taxa de deslocamento (em metros) dos quatis (*Nasua nasua*) monitorados na Fazenda Açú (PR)..... 138
- Figura 3.19.** Relação entre a altura do cultivo (onde 1 = ausência de cultivo; 2 = soja baixa; 3 = soja alta ou milho baixo; 4 = milho médio; e 5 = milho alto) e a frequência de utilização mensal do cultivo pelos quatis (*Nasua nasua*) NN2, NN4, NN5 e NN6, monitorados na Fazenda Açú (PR)..... 142

Capítulo 4

- Figura 4.1.** Imagem de satélite da área de estudo obtida em 6 de outubro de 2014, onde as estrelas representam as 10 estações de coleta..... 161
- Figura 4.2.** Instalação de rádio transmissor no cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) capturado em fragmento da Fazenda Açú (PR). A. Início de instalação do colar no indivíduo CT1, após receber anestesia. B. Finalização da instalação do colar no indivíduo CT1, enquanto suas frequências cardíacas estavam sendo monitoradas..... 165
- Figura 4.3.** Áreas de vida (em ha) do cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) CT1 monitorado na Fazenda Açú (PR), sobre uma imagem de satélite obtida em 6 de outubro de 2014. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono cor-de-rosa e a calculada pelo método do KF pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco/amarelo-claro indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o laranja menor intensidade (KF 95%). As cruzes negras indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 1 km..... 167
- Figura 4.4.** Curva de acumulação de área de vida (em ha) de acordo com o número de localizações, para o *C. thous* monitorado na Fazenda Açú (PR)..... 167
- Figura 4.5.** Áreas de vida do cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) CT1 monitorado na Fazenda Açú (PR), sobre uma imagem de satélite obtida em 6 de outubro de 2014. O polígono cor-de-rosa representa a área de vida geral e o polígono branco representa a área de vida diária, ambas calculadas através do MPC. O traço negro no canto inferior esquerdo representa a escala de 1 km..... 168
- Figura 4.6.** Relação entre o grau de luminosidade (onde 1= 21 às 06 horas, 2= 6 às 9 horas e 18 às 21 horas, 3= 9 às 18 horas) e a taxa de deslocamento (em metros) do *C. thous* monitorado na Fazenda Açú (PR)..... 169

LISTA DE TABELAS

Capítulo 2

- Tabela 2.1.** Sexo, classe etária e peso (kg) dos gambás (*Didelphis albiventris*) monitorados na Fazenda Açú (PR)..... 79
- Tabela 2.2.** Intervalo e período de monitoramento, número de localizações independentes (incluindo a primeira de cada série de 24 horas), de expedições de 24 horas (cada qual com nove localizações, sendo que a primeira localização de cada série foi computada também como uma localização independente) e de localizações totais dos gambás (*Didelphis albiventris*) monitorados na Fazenda Açú (PR)..... 80
- Tabela 2.3.** Área de vida (em ha) estimada pelos métodos MPC e KF, para os gambás (*Didelphis albiventris*) monitorados na Fazenda Açú (PR)..... 82
- Tabela 2.4.** Área de vida diária (em ha) por expedição de 24 horas, área de vida diária média (em ha) e relação entre área de vida diária e área de vida total dos gambás (*Didelphis albiventris*) monitorados na Fazenda Açú (PR)..... 88
- Tabela 2.5.** Deslocamento em expedições de 24 horas, média de deslocamento em 24 horas, deslocamento médio por hora por expedição e média de deslocamento por hora dos gambás (*Didelphis albiventris*) monitorados na Fazenda Açú (PR), sendo que os deslocamentos estão apresentados em metros..... 91
- Tabela 2.6.** Deslocamento em um intervalo de 3 horas (para todas as expedições) e deslocamento médio por intervalo de deslocamento, para os gambás (*Didelphis albiventris*) monitorados na Fazenda Açú (PR). Em negrito o maior deslocamento por expedição e sublinhados os horários considerados com ausência de deslocamento, sendo que os valores de deslocamento estão apresentados em metros..... 91
- Tabela 2.7.** Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, em seleção de hábitat de 3ª ordem, para o gambá DA1 monitorado na fazenda Açú (PR)..... 92
- Tabela 2.8.** Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, em seleção de hábitat de 2ª ordem, para o gambá DA monitorado na Fazenda Açú (PR)..... 92
- Tabela 2.9.** Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, em seleção de hábitat de 3ª ordem, para o gambá DA2 monitorado na Fazenda Açú (PR)..... 93
- Tabela 2.10.** Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, em seleção de hábitat de 2ª ordem, para o gambá DA2 monitorado na Fazenda Açú (PR)..... 93

Tabela 2.11. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, em seleção de hábitat de 3ª ordem, para o gambá DA3 monitorado na Fazenda Açú (PR).....	93
Tabela 2.12. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, em seleção de hábitat de 2ª ordem, para o gambá DA3 monitorado na Fazenda Açú (PR).....	93
Tabela 2.13. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, em seleção de hábitat de 3ª ordem, para o gambá DA4 monitorado na Fazenda Açú (PR).....	94
Tabela 2.14. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, em seleção de hábitat de 2ª ordem, para o gambá DA4 monitorado na Fazenda Açú (PR).....	94
Tabela 2.15. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, em seleção de hábitat de 3ª ordem, para o gambá DA5 monitorado na Fazenda Açú (PR).....	94
Tabela 2.16. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, em seleção de hábitat de 2ª ordem, para o gambá DA5 monitorado na Fazenda Açú (PR).....	94
Tabela 2.17. Índices de cada hábitat por indivíduo monitorado na Fazenda Açú (PR) e índice médio por hábitat, para seleção de 3ª ordem. Em negrito os maiores valores de seleção.....	95
Tabela 2.18. Índice de cada hábitat por indivíduo monitorado na Fazenda Açú (PR) e índice médio por hábitat, para seleção de 2ª ordem. Em negrito os maiores valores de seleção.....	95

Capítulo 3

Tabela 3.1. Sexo e peso (kg) dos quatis (<i>Nasua nasua</i>) monitorados na Fazenda Açú (PR).....	121
Tabela 3.2. Intervalo e período de monitoramento dos quatis (<i>Nasua nasua</i>) estudados na Fazenda Açú (PR), número de localizações independentes (incluindo a primeira localização de cada série de 24 horas), de expedições de 24 horas (cada qual com nove localizações, sendo que a primeira localização de cada série foi computada também como uma localização independente) e de localizações totais dos indivíduos monitorados.....	122
Tabela 3.3. Área de vida (em ha) estimada pelos métodos MPC e KF, para os quatis (<i>Nasua nasua</i>) monitorados na Fazenda Açú (PR).....	123
Tabela 3.4. Valores em ha da sobreposição de áreas de vida entre os quatis (<i>Nasua nasua</i>) monitorados na Fazenda Açú (PR). Em negrito as sobreposições sincrônicas. Ao lado dos indivíduos, entre parênteses, sua área de vida geral em ha.....	130

Tabela 3.5. Área de vida diária (em ha) por expedição de 24 horas, área de vida diária média (em ha) e relação entre área de vida diária e área de vida total, dos quatis (<i>Nasua nasua</i>) monitorados na Fazenda Açú (PR).....	133
Tabela 3.6. Deslocamento em metros, em 24 horas, por expedição e média de deslocamento em 24 horas dos quatis (<i>Nasua nasua</i>) monitorados na Fazenda Açú (PR).....	137
Tabela 3.7. Deslocamento médio (em metros) por hora, por expedição e média de deslocamento por hora dos quatis (<i>Nasua nasua</i>) monitorados na Fazenda Açú (PR).....	137
Tabela 3.8. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para o quati NN1 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 3ª ordem.....	139
Tabela 3.9. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para o quati NN1 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 2ª ordem.....	139
Tabela 3.10. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para quati NN2 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 3ª ordem.....	139
Tabela 3.11. Área em hectares e sua proporção porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para quati NN2 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 2ª ordem.....	139
Tabela 3.12. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para o quati NN3 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 3ª ordem.....	140
Tabela 3.13. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para quati NN3 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 2ª ordem.....	140
Tabela 3.14. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para o quati NN4 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 3ª ordem.....	140
Tabela 3.15. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para o quati NN4 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 2ª ordem.....	140
Tabela 3.16. Área em hectares e sua proporção porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para o quati NN5 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 3ª ordem.....	141
Tabela 3.17. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para o quati NN5 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 2ª ordem.....	141

Tabela 3.18. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de *Ivlev* de cada hábitat, para o quati NN6 monitorado na Fazenda Açu (PR), em seleção de hábitat de 3ª ordem..... 141

Tabela 3.19. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de *Ivlev* de cada hábitat, para o quati NN6 monitorado na Fazenda Açu (PR), em seleção de hábitat de 2ª ordem..... 141

Tabela 3.20. Índices de *Ivlev* de cada hábitat por indivíduo monitorados na Fazenda Açu (PR) e índice médio por hábitat, para seleção de 3ª ordem. Em negrito os maiores valores de seleção..... 142

Tabela 3.21. Índices de *Ivlev* de cada hábitat por indivíduo monitorados na Fazenda Açu (PR) e índice médio por hábitat, para seleção de 2ª ordem. Em negrito os maiores valores de seleção..... 142

Capítulo 4

Tabela 4.1. Intervalo e período de monitoramento do *C. thous* estudado na Fazenda Açu (PR), número de localizações independentes (incluindo a primeira localização da série de 24 horas), de expedições de 24 horas (com nove localizações, sendo que a primeira delas foi computada também como uma localização independente) e de localizações totais do indivíduo monitorado..... 166

Tabela 4.2. Área de vida (em ha) estimada pelos métodos MPC e KF, para o *C. thous* monitorado na Fazenda Açu (PR)..... 166

Tabela 4.3. Deslocamento (em metros) em um intervalo de 3 horas, para o *C. thous* monitorado na Fazenda Açu (PR), durante a expedição de 24 horas..... 169

Tabela 4.4. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de *Ivlev* de cada hábitat, para o *C. thous* monitorado na Fazenda Açu (PR), em seleção de hábitat de 3ª ordem..... 170

Tabela 4.5. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de *Ivlev* de cada hábitat, para o *C. thous* monitorado na Fazenda Açu (PR), em seleção de hábitat de 2ª ordem..... 170

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	19
1.1 APRESENTAÇÃO.....	19
1.2 ÁREA DE ESTUDO.....	19
1.3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	21
2 CAPÍTULO 1 - FRAGMENTAÇÃO DO HÁBITAT E USO DO ESPAÇO POR MAMÍFEROS.....	22
2.1 DEFININDO O TERMO "USO DO ESPAÇO".....	22
2.2 MÉTODOS UTILIZADOS PARA AVALIAR O USO DO ESPAÇO.....	24
2.3 USO DO ESPAÇO POR MAMÍFEROS TERRESTRES DE GRANDE E MÉDIO PORTES: UMA REVISÃO DE ESTUDOS REALIZADOS NA REGIÃO TROPICAL.....	27
2.4 RELAÇÃO ENTRE O USO DO ESPAÇO E A FRAGMENTAÇÃO DO HABITAT.....	35
2.5 COMO OS MAMÍFEROS ALTERAM O MODO COMO UTILIZAM O ESPAÇO COMO RESPOSTA À FRAGMENTAÇÃO?.....	36
2.6 OUTROS FATORES QUE INFLUENCIAM O USO DO ESPAÇO POR MAMÍFEROS.....	41
2.6.1 MASSA CORPORAL.....	41
2.6.2 DISPONIBILIDADE DE ALIMENTO.....	42
2.6.3 SEXO E ORGANIZAÇÃO SOCIAL.....	43
2.6.4 DENSIDADE POPULACIONAL.....	46
2.6.5 COMPORTAMENTO E RISCO DE PREDACÃO.....	46
2.6.6 SAZONALIDADE.....	47
2.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	48
2.8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	48

3 CAPÍTULO 2 - USO DO ESPAÇO POR *DIDELPHIS ALBIVENTRIS* EM UMA PAISAGEM DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL..... 70

3.1 INTRODUÇÃO..... 70

3.2 MATERIAL E MÉTODOS..... 73

3.2.1 ÁREA DE ESTUDO..... 73

3.2.2 CAPTURA..... 73

3.2.3 MONITORAMENTO..... 75

3.2.4 ANÁLISE DOS DADOS..... 76

3.3 RESULTADOS..... 78

3.3.1 ÁREA DE VIDA..... 81

3.3.2 DESLOCAMENTO..... 90

3.3.3 SELEÇÃO DE HÁBITAT..... 91

3.4 DISCUSSÃO..... 95

3.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... 108

4 CAPÍTULO 3 - USO DO ESPAÇO POR *NASUA NASUA* EM UMA PAISAGEM DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL..... 113

4.1 INTRODUÇÃO..... 113

4.2 MATERIAL E MÉTODOS..... 115

4.2.1 ÁREA DE ESTUDO..... 115

4.2.2 CAPTURA..... 115

4.2.3 MONITORAMENTO..... 117

4.2.4 ANÁLISE DOS DADOS..... 118

4.3 RESULTADOS..... 120

4.3.1 ÁREA DE VIDA..... 122

4.3.2 DESLOCAMENTO.....	136
4.3.3 SELEÇÃO DE HÁBITAT.....	138
4.4 DISCUSSÃO.....	143
4.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	153
 5 CAPÍTULO 4 - USO DO ESPAÇO POR UM INDIVÍDUO DE <i>CERDOCYON THOUS</i> EM UMA PAISAGEM DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL.....	 158
5.1 INTRODUÇÃO.....	158
5.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	160
5.2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	160
5.2.2 CAPTURA.....	160
5.2.3 MONITORAMENTO.....	162
5.2.4 ANÁLISE DOS DADOS.....	163
5.3 RESULTADOS.....	165
5.3.1 ÁREA DE VIDA.....	166
5.3.2 DESLOCAMENTO.....	168
5.3.3 SELEÇÃO DE HÁBITAT.....	170
5.4 DISCUSSÃO.....	170
5.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	175
 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	 179
6.1 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	182
 ANEXOS.....	 184

1 INTRODUÇÃO GERAL

1.1 APRESENTAÇÃO

A presente tese está dividida em quatro capítulos, além de considerações finais ao fim da mesma. O primeiro deles "Fragmentação do hábitat e uso do espaço por mamíferos" traz uma ampla revisão sobre o tema e servirá de introdução aos capítulos seguintes. Na sequência, os capítulos dois, três e quatro apresentam informações sobre área de vida geral e diária, deslocamento e seleção do hábitat pelas espécies *Didelphis albiventris*, *Nasua nasua* e *Cerdocyon thous* em um cenário de fragmentos florestais inseridos em matriz de cultivo agrícola.

Considerando que as espécies a serem estudadas são onívoras, parto da hipótese que a matriz agrícola estará atuando como facilitador nos deslocamentos entre fragmentos e também no aumento da disponibilidade de alimento, podendo, contudo, dificultar a transposição à medida que os remanescentes tornem-se mais isolados.

1.2 ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi conduzido na Fazenda Açú, a qual apresenta 5.957 ha de extensão e está localizada na divisa dos municípios de Terra Roxa e Palotina, no oeste do Estado do Paraná (Figura 1). A Fazenda apresenta um conjunto de fragmentos florestais, sendo o maior deles a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fazenda Açú (sede em 24°10'45.20"S, 53°55'37.35"O) e os demais com tamanhos variando entre 3,5 e 26,2 hectares (Figura 2). A RPPN supracitada está delimitada a oeste pelo Rio Açú, a leste por áreas de agricultura, a sul pela PR-364 e a norte por áreas de agricultura e fragmentos florestais até atingir o Rio Piquiri, distante 4,85 km a norte da mesma. As mata-ciliares apresentam entre 20 e 200 metros de largura ao longo da área de estudo. A matriz do entorno dos fragmentos é composta principalmente por cultivos alternados de milho (*Zea mays*) e soja (*Glycine max*), os quais dominam a paisagem de todo o oeste do estado. A área de estudo (5.957 ha) apresenta quatro diferentes tipos de habitats, sendo composta por 82,45% de cultivos; 11,62% de fragmentos; 5,77% de matas-ciliares e 0,16% de corpos de água.

O clima local é classificado como subtropical, de acordo com a classificação de Koppen, com verões quentes e geadas pouco frequentes. Apresenta duas estações definidas, uma tropical com período de intensas chuvas de verão, seguida por estiagem acentuada e outra subtropical, sem período seco, mas com seca fisiológica para muitas plantas, provocada pelo intenso frio de inverno. Esta dupla estacionalidade climática é responsável pela variação fisionômica detectada em florestas estacionais semidecíduais (Veloso *et al.*, 1991; IAPAR, 2011).



Figura 1. Mapa indicando a localização da área de estudo (Fazenda Açú), situada no Oeste paranaense.



Figura 2. Carta imagem criada a partir de imagem de satélite da área de estudo, obtida em 30 de outubro de 2013 através do Google Earth. O traço negro contínuo indica os limites da Fazenda Açú. As linhas tracejadas indicam corpos de água, estando o Rio Açú no limite Oeste da fazenda, o Rio Piquiri no limite Norte e em parte do limite Leste, além de pequenos riachos que deságuam nestes rios. As áreas verde-escuro representam os fragmentos florestais, os quais se encontram imersos em áreas de agricultura.

1.3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

IAPAR. Instituto Agrônomo do Paraná. 2011. **Cartas climáticas do Paraná**. <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=597>

Veloso, H. P.; Rangel-Filho, A. L. R.; Lima, J. C. A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.

2. CAPÍTULO 1 - FRAGMENTAÇÃO DO HÁBITAT E USO DO ESPAÇO POR MAMÍFEROS

2.1 DEFININDO O TERMO "USO DO ESPAÇO"

O espaço físico utilizado por determinada espécie é uma dimensão extremamente importante do seu nicho, uma vez que delimita muitas de suas interações ecológicas (Schoener, 1974; Pianka, 2011), podendo afetar as dinâmicas populacionais (Gentile e Cerqueira, 1995; Tilman e Kareiva, 1997) e a estrutura de comunidades (Vieira e Monteiro-Filho, 2003; Rader e Krockenberger, 2006). Uma vez que o uso do espaço é diferenciado entre as espécies e a heterogeneidade do ambiente irá influenciar as interações entre elas, a habilidade de ocupar cada ambiente tem papel crítico na estruturação das comunidades (Danielson, 1991).

O termo uso do espaço apresenta uma definição bastante ampla e vem sendo aplicado de diversas maneiras por diferentes autores. Em alguns casos o uso do espaço é considerado um sinônimo de área de vida (Jacob e Rudran, 2003), podendo englobar outros atributos ecológicos como estratificação vertical (Vieira e Monteiro-Filho, 2003; Rader e Krockenberger, 2006); seleção do hábitat (Cáceres e Monteiro-Filho, 2006; Leuchtenberger *et al.*, 2013); e mobilidade (Vaughan e Shoenfelder, 1999; Cáceres *et al.*, 2012).

Prevedello e colaboradores (2008), em uma revisão sobre conceitos relacionados ao uso do espaço, sugerem uma definição mais abrangente do termo, a qual, por este motivo, foi adotada na presente revisão. Os autores propõem que o uso do espaço contemple a exploração do hábitat em termos de quantidade, qualidade e intensidade. A quantidade se refere à área ou volume de hábitat; a qualidade ao local onde esta área é posicionada, de acordo com as características do ambiente; e a intensidade à distribuição das atividades dentro desta área. Deste modo, este conceito de uso do espaço engloba os atributos espaciais avaliados com maior frequência, como área de vida, seleção de hábitat e mobilidade (Prevedello *et al.*, 2008).

A área de vida ("home range") de um indivíduo é tradicionalmente vista como a área utilizada durante atividades de forrageamento, acasalamento e cuidado parental (Burt, 1943). Outras definições, como a de Basset (1995), afirmam que a

área de vida é a mínima área que pode sustentar os requerimentos energéticos de um indivíduo. Contudo, além da busca de recursos para suprir esta demanda energética, a área de vida também deve incluir abrigos e áreas de descanso, onde ocorre a conservação desta energia adquirida. A área de vida varia entre animais de diferentes espécies, entre indivíduos da mesma espécie e inclusive em um único indivíduo ao longo do tempo (Powell e Mitchell, 2012). Já a área de vida diária (“daily home range”), representa o espaço utilizado por um indivíduo no período de um dia, com a área de vida diária sendo mais próxima à área de vida total para animais de tamanho corporal reduzido (Prevedello *et al.*, 2008; Vieira e Cunha, 2008).

A mobilidade se refere às taxas de deslocamento (distância percorrida por unidade de tempo) e à extensão destes deslocamentos (distância percorrida entre dois pontos da área de vida) do indivíduo (Prevedello *et al.*, 2008). Diferentes espécies e até mesmo diferentes indivíduos de uma mesma população, podem apresentar diferentes padrões de mobilidade, o que pode influenciar as dinâmicas populacionais e a estrutura de comunidades (Gentile e Cerqueira, 1995). Deste modo, a investigação deste atributo é útil em estudos de comportamentos exploratórios (Gentile e Cerqueira, 1995), de deslocamento entre fragmentos (Pires *et al.*, 2002) e de estimativa de densidade populacional (Mendel e Vieira, 2003).

Por fim, a seleção de hábitat, que normalmente é avaliada em conjunto com a área de vida, é a utilização diferencial de ambientes, sugerindo uma preferência de utilização de determinado hábitat quando este é utilizado em uma proporção maior do que sua disponibilidade (Johnson, 1980; Rocha, 2006). O uso do hábitat está atrelado ao espaço no qual a área de vida de determinado indivíduo está inserida (Prevedello *et al.*, 2008). Contudo, o hábitat utilizado pode variar conforme as estações do ano ou até mesmo no período de um único dia (Garshelis, 2000), podendo diferir dentro da mesma espécie ou população de acordo com o status social e sexo dos indivíduos (Belk *et al.*, 1988; Boitani *et al.*, 1994). Na maioria das vezes os animais não se distribuem ao acaso no ambiente, selecionando habitats que permitam sua maior aptidão, ou seja, habitats onde a espécie tenha maior potencial de se adaptar (Cáceres *et al.*, 2012). A seleção de hábitat pode ser estudada em três escalas de acordo com a proposta de Johnson (1980). Na escala de terceira ordem apenas a área de vida de cada indivíduo é levada em

consideração, enquanto que na escala de segunda ordem toda a área de estudo é analisada. Já a escala de primeira ordem é raramente estudada, visto que avalia a seleção de hábitat em toda a extensão da área de ocorrência da espécie. Considera-se preferência por determinado hábitat quando seu uso é superior à proporção de sua disponibilidade e ausência de seleção quando a proporção utilizada é semelhante à proporção disponível.

É importante a existência de um consenso com relação aos conceitos dentro do tema, a fim de que os diversos estudos sobre o assunto sejam comparáveis. Além disso, visto que o termo "uso do espaço" é bastante amplo, é importante que cada pesquisa explicita o que está sendo avaliado, possibilitando assim o bom entendimento e a avaliação conjunta dos estudos.

2.2 MÉTODOS UTILIZADOS PARA AVALIAR O USO DO ESPAÇO

Diferentes estratégias foram propostas visando avaliar atributos do uso do espaço, buscando sempre determinar diferentes pontos de localização para indivíduos ou populações. Contudo, visto que em estudos de acompanhamento individual a captura do animal na maioria das vezes faz-se necessária, este tipo de pesquisa costuma transformar-se em um grande desafio. Com exceção do estudo do uso do espaço por primatas, que vem sendo realizado com frequência através da observação do animal e determinação da localização através da visualização direta (Passamani e Rylands, 2000; Aguiar *et al.*, 2003; Ludwig *et al.*, 2005), a avaliação de outras ordens de mamíferos costuma exigir a captura do indivíduo para o monitoramento.

Uma exceção a esta regra é o estudo de animais que podem ser caracterizados por seu padrão individual de manchas, através da utilização de câmeras *trap*. Nestes casos, a primeira fotografia de cada indivíduo é considerada como captura e as demais como recapturas. Uma vez que o método permite a individualização de espécies manchadas e o monitoramento individual, o mesmo vem sendo utilizado com frequência para felinos como *Panthera onca* (Tobler *et al.*, 2013); *Leopardus pardalis* (Dillon, 2005; Di Bitetti *et al.*, 2006; Maffei e Noss, 2008; Fusco-Costa *et al.*, 2010; Oliveira, 2012); *Leopardus guigna* (Dunstone *et al.*, 2002). O emprego do método de captura e recaptura através de fotografias vem sendo útil

também para estudar o uso do espaço por mamíferos marinhos com marcas naturais como *Eubalaena australis* (Braga, 2014) ou ainda para aqueles com cicatrizes como *Sotalia guianensis* (Flores e Bazzalo, 2004; Oliveira e Monteiro-Filho, 2008; Schulze, 2012).

Contudo, a maior parte dos estudos mastozoológicos que avalia o uso do espaço tem como foco o grupo dos pequenos mamíferos, uma vez que estes apresentam elevada abundância, riqueza e diversidade de hábitos (Prevedello *et al.*, 2008; Paglia *et al.*, 2012). Segundo Prevedello e colaboradores (2008), o método mais utilizado para estudo do uso do espaço por pequenos mamíferos é o de Captura-Marcação-Recaptura (CMR) (75%), seguido do método de rastreamento por carretel (17%), com apenas 7% dos estudos utilizando monitoramento por telemetria. Esta avaliação, todavia, é inexistente para os demais grupos de mamíferos.

A técnica de CMR é amplamente utilizada para o estudo de pequenos mamíferos e baseia-se na instalação de armadilhas iscadas para a captura dos animais alvo, além da marcação individual e recaptura dos indivíduos identificados, o que permite a inferência de informações sobre o uso do espaço (Cáceres e Monteiro-Filho, 2001; Sanches, 2012). A marcação dos indivíduos tem sido historicamente realizada através de diferentes métodos, como corte de falanges, brincos numerados, tatuagens, perfuração das orelhas, anilhas, radiotransmissores e microchips (Monteiro-Filho e Graipel, 2006). Apesar de amplamente utilizada e extremamente útil para determinação de parâmetros populacionais, esta técnica vem sendo criticada para estudos de determinação do uso do espaço, uma vez que não amostra grande parte dos deslocamentos dos animais (Cunha e Vieira, 2002), podendo subestimar suas áreas de vida (Mendel e Vieira, 2003).

O estudo através do rastreamento por carretel se dá com a fixação de um carretel ou casulo de linha sobre o dorso do animal de modo que a linha seja solta à medida que o indivíduo se desloca. A técnica foi empregada pela primeira vez, com mamíferos, por Miles (1976) e desde então vem sendo aprimorada (Boonstra e Craine, 1986; Delciellos *et al.*, 2006). Este método é bastante informativo em estudos de área de vida diária, utilização de abrigos e do estrato vertical, porém não permite a avaliação durante longos períodos e deslocamentos (Prevedello *et al.*, 2008; Almeida *et al.*, 2013).

O monitoramento através da telemetria foi inicialmente realizado com auxílio da rádio-telemetria por Le Munyan *et al.* em 1959. Este método conta com um rádio transmissor de alta frequência (VHF - *very high frequency*) e com um receptor para os sinais emitidos, estimando-se assim a localização do animal. O sistema que contém o transmissor, uma bateria e uma antena, pode ser fixado diretamente no animal ou então acoplado na forma de um rádio colar. Uma das grandes limitações da telemetria via ondas VHF é o alcance do sinal, que pode variar de 3 a 20 km, podendo ser bastante reduzido com a presença de barreiras físicas como morros e florestas fechadas (Kenward, 2001). Durante a década de 1980 muitos sistemas de monitoramento por satélite foram desenvolvidos, sendo que o "*CLS/Service Argos Data Collection and Location System*" se tornou o mais utilizado e é conhecido hoje como Sistema Argos. Este método pode utilizar o sistema de posicionamento global (GPS), porém emprega principalmente pulsos Doppler de altíssima frequência (UHF - *ultra high frequency*) que atingem um determinado satélite em órbita em sucessivos intervalos de tempo, o que permite a estimativa da localização do transmissor na superfície da terra (Rodgers, 2001). Apesar de não ser um sistema barato, nem extremamente preciso, é muito útil para o monitoramento de animais durante migrações e em regiões remotas ou de difícil acesso (Mate *et al.*, 2011; Kenedy *et al.*, 2014). Na década de 1990 (Rodgers *et al.*, 1996, 1997) surgiu um sistema de telemetria baseado no sistema de posicionamento global (GPS), o qual permite a determinação contínua da localização de um animal, durante as 24 horas do dia, baseado na posição simultânea e sincronizada de três ou quatro satélites. As localizações podem, então, ser enviadas ao pesquisador através do Sistema Argos, via celular ou através da recaptura do equipamento que registra e armazena tais informações. Mostrou-se, portanto, um método mais preciso do que os descritos anteriormente, todavia a custos mais elevados (Rodgers, 2001). O emprego da telemetria, de um modo geral, permite o entendimento de padrões de deslocamento e de distribuição espacial, uma vez que o animal pode ser constantemente monitorado (Kautz *et al.*, 2006; Bandeira de Melo, 2007), permitindo o estudo detalhado de muitos atributos do uso do espaço (Jacob e Rudran, 2003).

Além disso, outras técnicas podem ser aplicadas visando não ao monitoramento individual, mas sim à análise de atributos do uso do espaço por uma população. Desta forma, os dados são menos precisos, porém a captura dos

animais não é obrigatória, sendo possível trabalhar com indícios da sua presença. A seleção do hábitat, por exemplo, já foi analisada através da utilização de câmeras fotográficas (Goulart *et al.*, 2009; Tobler *et al.*, 2013) e indícios como ninhos, pegadas ou fezes (Ramalho e Magnusson, 2008; Korontai, 2011; Zhang *et al.*, 2013).

Apesar de todos os métodos supracitados estarem sujeitos a críticas, nenhum deles é capaz de amostrar todos os atributos passíveis de serem analisados. Deste modo, com a grande disponibilidade de técnicas a serem utilizadas para a pesquisa do uso do espaço, é necessário considerar os objetivos específicos, o grupo a ser estudado, a escala espacial em questão e a disponibilidade de recursos, a fim de escolher o método mais adequado ao estudo.

2.3 USO DO ESPAÇO POR MAMÍFEROS TERRESTRES DE MÉDIO E GRANDE PORTES: UMA REVISÃO DE ESTUDOS REALIZADOS NA REGIÃO NEOTROPICAL

Visto que não há uma compilação sobre os estudos abordando o uso do espaço por mamíferos terrestres de médio e grande porte, uma revisão sobre o tema foi realizada de forma a contemplar toda a Região Neotropical. Foram compilados estudos realizados entre os anos de 1972 e 2013 e os seguintes pontos avaliados: a) evolução no número de estudos; b) países onde os estudos foram desenvolvidos; c) ordens estudadas; d) atributo do uso do espaço analisado; e) técnica utilizada; e f) bioma brasileiro estudado, sendo o último apenas para as pesquisas desenvolvidas no Brasil. Para esta revisão foram utilizados estudos publicados em periódicos nacionais e internacionais, além de dissertações de mestrado e teses de doutorado, considerando-se mamíferos de médio ou grande porte aqueles com peso corporal acima de 1,5 kg (Fonseca e Robinson, 1990). Os termos utilizados para busca foram: uso do espaço (*space use*), uso de hábitat (*habitat use*), seleção de hábitat (*habitat selection*), área de vida (*home range*), mamíferos (*mammals*). As buscas rastream estudos publicados até 2013, a partir do Google Scholar e referências citadas nas bibliografias encontradas. Uma lista dos estudos e seus aspectos avaliados encontra-se disponível no anexo I.

Foram compilados 109 estudos sobre o uso do espaço com mamíferos de médio e grande porte na Região Neotropical, ao longo de 41 anos. É possível perceber que o interesse pelo estudo deste tema vem aumentando (Figura 1.1), possivelmente pelo desenvolvimento de novas técnicas, redução contínua dos custos e consequente aumento da acessibilidade dos métodos. De acordo com o levantamento bibliográfico realizado, nota-se um aumento gradual no número de estudos entre as décadas de 1970 e 1990, com um pico na década de 2000. Para a década de 2010 foram computados trabalhos referentes aos anos entre 2010 e 2013, porém este período já apresenta um número maior de estudos do que as décadas anteriores a de 2000.

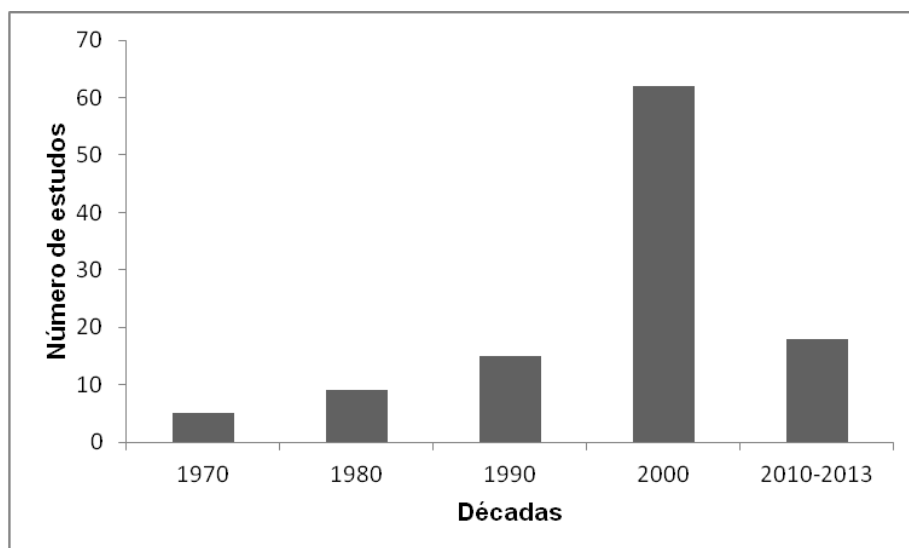


Figura 1.1. Evolução no número de estudos publicados entre 1972 e 2013 sobre uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte da Região Neotropical.

O país com o maior número de estudos foi o Brasil (53,2%), seguido da Argentina (6,4%), Chile (5,5%) e Costa Rica (5,5%). Os demais países apresentaram menos de 5% dos estudos verificados nesta revisão (Figura 1.2). Este elevado número de pesquisas realizadas no Brasil em comparação aos demais países da Região Neotropical possivelmente é reflexo do maior território, riqueza de mamíferos e número de grupos de pesquisa estabelecidos neste país.

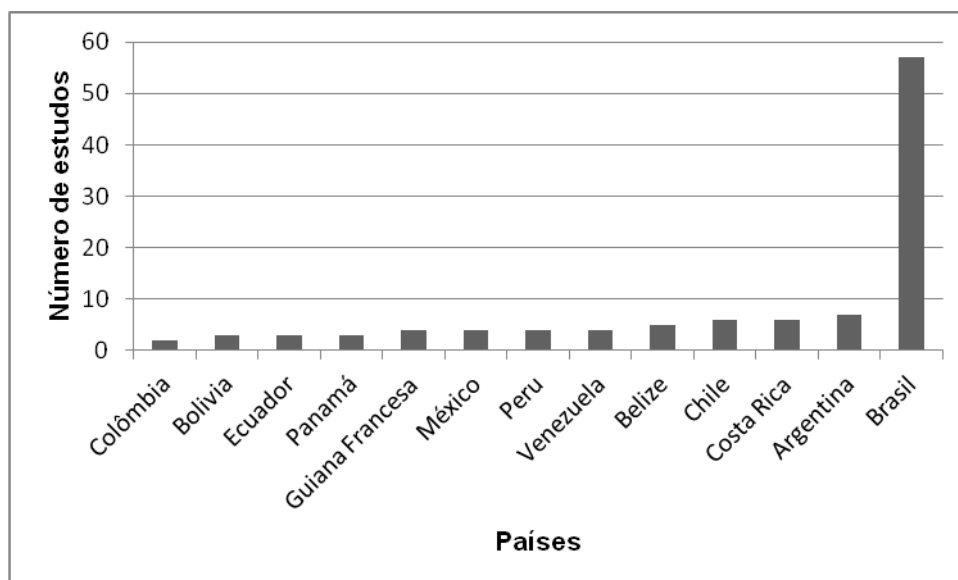


Figura 1.2. Número de estudos sobre uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte da Região Neotropical em cada país, entre 1972 e 2013.

A ordem mais estudada foi a Carnívora (48,2%), seguida das ordens Primates (17,3%), Didelphimorphia (10,9%), Artiodactyla (7,3%), Rodentia (7,3%), Cingulata (3,6%), Pilosa (2,7%), Perissodactyla (1,8%) e Lagomorpha (0,9%) (Figura 1.3). É possível que a ordem Carnívora tenha sido alvo de um maior número de estudos devido a sua grande relevância ecológica, principalmente em ambientes fragmentados, visto que os carnívoros são muitas vezes apontados como espécies guarda-chuva (East, 1981; Carrol *et al.*, 2001), uma vez que sua presença em determinado local pode contribuir na manutenção e conferir proteção a espécies que ocorrem na mesma área (Terborgh, 1990; Roberge e Angelstam, 2004).

Com relação à ordem Primates, é provável que o elevado número de pesquisas seja decorrente da técnica de observação direta dos indivíduos, a qual é rotineiramente aplicada ao grupo, uma vez que os mesmos costumam se expor com certa frequência. Através deste método o custo do estudo é reduzido e, uma vez que é possível acompanhar grupos e indivíduos, uma grande quantidade de dados vem sendo gerada sobre área de vida e mobilidade para esta ordem.

Além disso, é importante salientar que as duas ordens mais estudadas apresentam grande carisma, tanto pela população geral quanto pela comunidade científica, sendo também aquelas que incluem, proporcionalmente, mais espécies ameaçadas no Brasil (Chiarello *et al.*, 2008) e recebem maior apoio e incentivo de

grupos de pesquisa do exterior, o que muitas vezes é fundamental para estudos com custos elevados.

A ordem Didelphimorphia se mostrou a terceira mais estudada, apesar de apenas estudos envolvendo o gênero *Didelphis* terem sido computados nesta revisão, devido à sua massa corporal que ultrapassa 1,5 quilos em indivíduos adultos. Investigações sobre o uso do espaço pelas demais ordens foram escassos, somando menos de 25% dos estudos.

A ordem Rodentia, que costuma ser um grupo bastante estudado, foi contemplada em apenas 7,3% das pesquisas compiladas, o que é decorrente do fato de poucas espécies da ordem, estudadas por telemetria, ultrapassarem 1,5 quilos. Outro ponto interessante é que apesar da ordem Perissodactyla apresentar-se em apenas 1,8% dos estudos, é possível considerá-la como uma ordem relativamente bem estudada quando em comparação com a maioria das demais ordens, visto que apenas quatro espécies ocorrem na Região Neotropical.

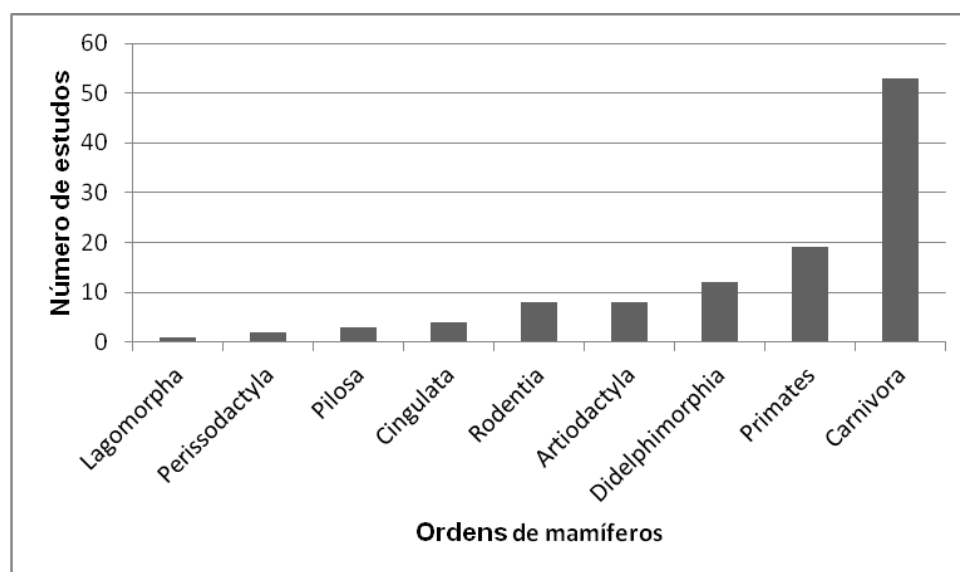


Figura 1.3. Número de estudos sobre uso do espaço por diferentes ordens de mamíferos de médio e grande porte da Região Neotropical, entre 1972 e 2013.

O atributo de uso do espaço abordado mais vezes nesta revisão foi a área de vida, avaliada em 90,8% dos estudos, seguida da mobilidade (43,1%), seleção de hábitat (26,6%), área de vida diária (3,7%) e uso do estrato vertical (2,8%) (Figura 1.4), sendo que a maioria dos estudos avaliou mais de um atributo. Prevedello e colaboradores (2008), encontraram a seleção de hábitat como o atributo mais

abordado em estudos de uso do espaço para pequenos mamíferos, o que difere do verificado para mamíferos de médio e grande porte. Contudo, do mesmo modo que no presente estudo, os três atributos mais analisados para pequenos mamíferos foram seleção de hábitat, área de vida e mobilidade (Prevedello *et al.*, 2008).

O pequeno número de estudos abordando área de vida diária e uso do espaço vertical (Figura 1.4) se restringiu a indivíduos do gênero *Didelphis*, exceto por Vié *et al.* (2001) que analisaram o uso do estrato vertical por primatas. Além disso, a maioria destas pesquisas foi conduzida através da técnica do carretel de rastreamento, a qual é pouco utilizada com mamíferos de maior porte, como exposto na sequência (Figura 1.5).

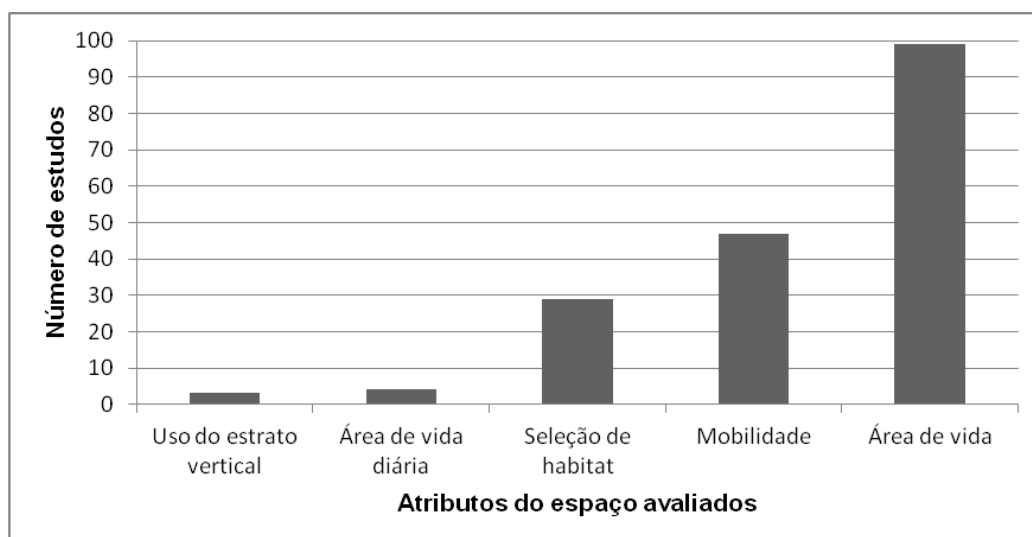


Figura 1.4. Número de estudos sobre diferentes atributos do uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte da Região Neotropical, entre 1972 e 2013.

A principal técnica empregada para o estudo do uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte foi a telemetria por ondas VHF (conhecida popularmente como rádio-telemetria) (65,1%), seguida da observação direta (20,2%), câmeras fotográficas (8,3%), captura-marcação-recaptura (6,4%), telemetria por GPS (4,6%), carretel de rastreamento (3,7%) e indícios como pegadas, fezes e tocas (0,9%) (Figura 1.5). Diferente do verificado aqui, Prevedello *et al.* (2008) constataram que 75% dos estudos sobre uso do espaço com pequenos mamíferos foi realizado através da técnica de captura-marcação-recaptura, seguida

de carretel de rastreamento (17%), com apenas 7% das pesquisas empregando a rádio-telemetria.

Apesar da telemetria permitir que um animal seja constantemente monitorado com o estudo detalhado de muitos atributos do uso do espaço, o tamanho do animal é um fator limitante, uma vez que recomenda-se utilizar um equipamento de no máximo 3% do peso do mesmo (Crawshaw, 1992). Deste modo, a pesquisa com pequenos mamíferos, quando realizada através da telemetria, se restringe muitas vezes a estudos de curta duração, visto que o tamanho da bateria e consequentemente a duração do equipamento, tem de ser reduzida (p. ex. Bianconi, 2009). Além disso, os custos da telemetria são extremamente elevados quando comparados aos da captura-marcação-recaptura (CMR). O estudo de pequenos mamíferos é amplamente realizado através da CMR, uma vez que a técnica permite a avaliação de diferentes atributos do uso do espaço para espécies de elevada abundância e altas taxas de captura (p.ex. Pires *et al.*, 2002; Stolz, 2006). Por outro lado, mamíferos de maior porte costumam apresentar abundância menor e taxas de captura reduzidas, além de apresentarem elevados valores de mobilidade e área de vida (p. ex. Nakano-Oliveira *et al.*, 2004; Beisiegel e Mantovani, 2006; Korontai, 2011), o que torna a técnica da telemetria uma excelente opção para este grupo.

Apesar da observação direta ser a segunda técnica mais aplicada no estudo do uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte (Figura 1.5), ela está relacionada principalmente ao estudo de primatas, os quais podem ter tais atributos avaliados através do acompanhamento de indivíduos e populações. Dos 22 estudos aqui compilados utilizando esta técnica, 19 foram realizados com a ordem Primates (ex. Aguiar *et al.*, 2003; Ludwig *et al.*, 2005; Gavazzi *et al.*, 2009; Spehar *et al.*, 2010) , dois com a ordem Carnivora (quati, *Nasua nasua*) (Beisiegel e Mantovani, 2006; Bonatti, 2006) e um com a ordem Rodentia (capivara, *Hydrochoerus hydrochaeris*) (Corriale *et al.*, 2013).

O estudo através de câmeras fotográficas e indícios (como pegadas, fezes e tocas) está normalmente relacionado ao estudo do uso do espaço por uma população, visto que dificilmente é possível identificar os indivíduos com estas técnicas. Atributos como área de vida e seleção de hábitat populacional ou mesmo individual, quando os animais apresentam marcas possíveis de serem identificadas

em fotografias (Fusco-Costa *et al.*, 2010), vêm sendo analisados por estes métodos, empregados em quase 10% dos estudos compilados (Figura 1.5). Todavia, por serem técnicas menos precisas quando da impossibilidade de identificação individual, são utilizadas com frequência de modo a complementar estudos realizados com telemetria (Dunstone *et al.*, 2006; Maffei *et al.*, 2007; Maffei e Noss, 2008).

A telemetria por GPS ainda é pouco utilizada na Região Neotropical (Figura 1.5), possivelmente devido ao seu elevado custo quando comparada à telemetria por ondas VHF. Contudo, os valores vêm diminuindo a cada ano e é provável que a curto e médio prazo a telemetria por GPS substitua gradualmente a por VHF. Além disso, os equipamentos estão tornando-se menores e mais leves, o que provavelmente possibilitará a ampla utilização destes sistemas, inclusive para mamíferos de pequeno porte, em um futuro próximo.

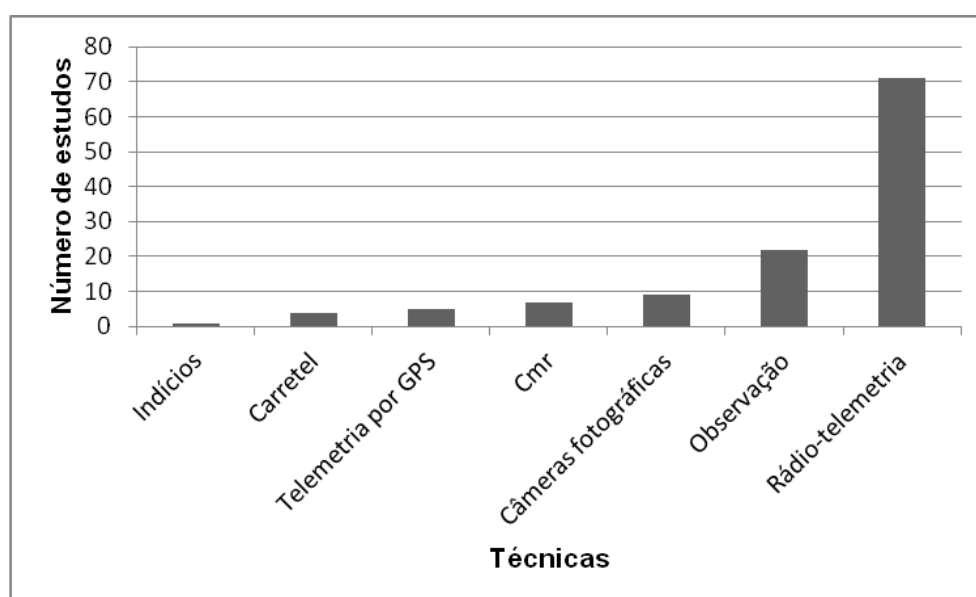


Figura 1.5. Número de estudos utilizando diferentes técnicas para a avaliação do uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte da Região Neotropical, entre 1972 e 2013.

Avaliando apenas os 58 estudos compilados do Brasil, 50% foram realizados na Mata Atlântica, 25,9% no Cerrado, 12,1% no Pantanal, 10,3% na Amazônia, 1,7% na Caatinga e 1,7% nos Pampas (Figura 1.6), sendo que um estudo avaliou concomitantemente dois biomas diferentes. Prevedello e colaboradores (2008),

também verificaram um maior número de estudos na Mata Atlântica, seguida do Cerrado, para o uso do espaço com pequenos mamíferos, o que possivelmente é reflexo da maior proximidade destes biomas a grandes centros urbanos e grupos de pesquisa, muitas vezes associados a universidades com tradição em pesquisa, inseridos nestes centros (Prevedello *et al.*, 2008).

Além disso, o Cerrado e a Mata Atlântica são historicamente muito ameaçados, parecendo existir um maior esforço para criação de Unidades de Conservação nestes dois biomas (principalmente para o último), quando em comparação aos demais. Segundo o Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (2012) do Ministério do Meio Ambiente, das 1.567 Unidades de Conservação em área continental, 828 encontram-se na Mata Atlântica, 326 no Cerrado, 304 na Amazônia, 126 na Caatinga, 20 no Pampa e 19 no Pantanal.

Espera-se que esta notável diferença no número de pesquisas entre os diferentes biomas diminua gradualmente ao longo do tempo, visto que novos grupos de pesquisa vem surgindo nas regiões menos estudadas, o que deve contribuir para criação de novas Unidades de Conservação e maior esforço de estudos nas mesmas.

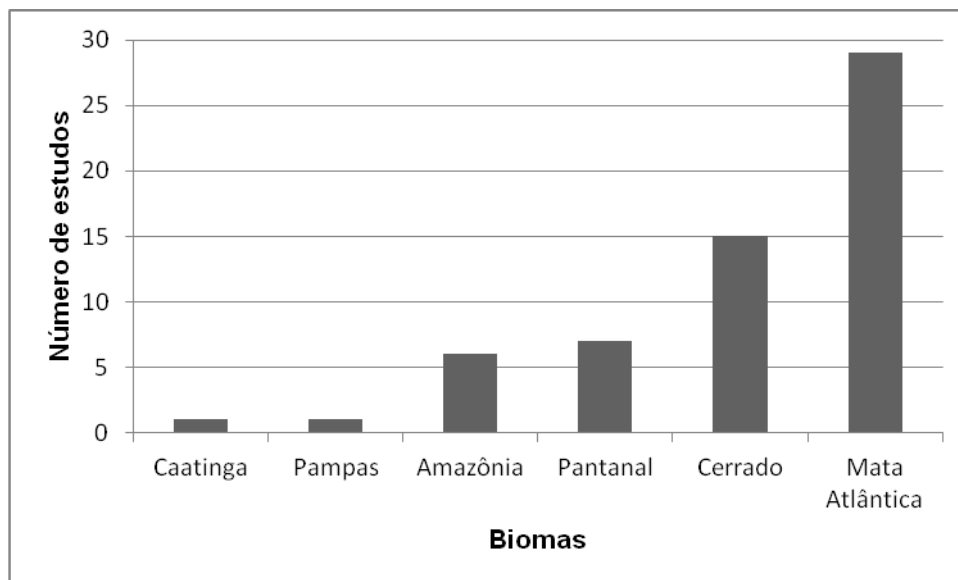


Figura 1.6. Número de estudos realizados sobre o uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte em diferentes biomas brasileiro, entre 1972 e 2013.

O número de estudos sobre uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte vêm aumentando consideravelmente ao longo dos anos na Região Neotropical, sendo que o Brasil possui o maior número de pesquisas. A ordem

Carnívora foi a mais estudada até então e do mesmo modo que o verificado para pequenos mamíferos (Prevedello *et al.*, 2008), os atributos mais estudados para os mamíferos grandes e médios foram área de vida (p.ex. Crawshaw, 1995; Cáceres e Monteiro-Filho, 2001), seleção de hábitat (p.ex. Maffei e Taber, 2003; Penteado, 2012) e mobilidade (p.ex. Monteiro-Filho, 1987; Leal, 2013). Diferentemente do encontrado para pequenos mamíferos, que foram estudados principalmente pela técnica de CMR, os estudos sobre grandes e médios mamíferos empregaram principalmente a telemetria. Por fim, notou-se que de modo geral o uso do espaço por mamíferos é mais estudado no bioma Mata Atlântica, como verificado aqui e por Prevedello e colaboradores (2008).

2.4 RELAÇÃO ENTRE O USO DO ESPAÇO E A FRAGMENTAÇÃO DO HÁBITAT

Perturbações naturais podem gerar fragmentações pontuais de hábitat. Todavia, por serem pontuais e em menor escala, grande parte dos animais consegue evitar a área perturbada e as espécies normalmente são pouco afetadas. Já as alterações provocadas pelo homem geram, na maior parte das vezes, perturbações que dominam a paisagem (Csuti, 1991; Seoane, 2010).

A fragmentação é a transformação de um hábitat contínuo em manchas de hábitat, os quais variam em tamanho e forma (Fahrig, 2003). O processo de fragmentação causa dois efeitos principais na área afetada, perda de hábitat e alteração da configuração. A perda de hábitat está relacionada à diminuição no tamanho da área disponível para a população, enquanto a alteração da configuração influencia tanto a forma da área quanto o seu isolamento (Fahrig, 2003; Calaça, 2009). Deste modo, outros fatores além do tamanho, afetam a dinâmica de fragmentos florestais como grau de isolamento e forma do fragmento (Viana e Pinheiro, 1998; Calaça, 2009), o que irá influenciar a maneira como os animais utilizam o espaço.

Quando um remanescente não é grande o suficiente para suprir a área de vida de um indivíduo ou população, os mesmos terão de se deslocar entre fragmentos, ocorrendo um balanço entre o custo de atravessar ambientes desfavoráveis e o benefício da utilização de outros habitats que possam suprir as

necessidades do indivíduo (Travis e Dytham, 1999). Além disso, é sabido que animais de maior porte tem maior capacidade de dispersão, inclusive entre manchas florestais (Swihart, 2003), porém normalmente exigem áreas de vida maiores, implicando muitas vezes na inclusão de mais de um fragmento em sua área de uso (Swihart *et al.*, 1988), por isso a importância do estudo de diferentes atributos do uso do espaço por diferentes espécies em áreas fragmentadas.

Quando áreas contínuas são reduzidas a pequenas manchas, normalmente isoladas, as populações que sobrevivem no local correm sérios riscos de extinção devido à perda de hábitat, que acarreta na perda direta de recursos (Zanette *et al.*, 2000); perda de diversidade genética, devido à diminuição do fluxo gênico e consequente endogamia (Couvett, 2002; Dixo *et al.*, 2009); e distúrbios físicos como alteração de cursos d'água, oscilações no grau de luminosidade e na temperatura (Sizer *et al.*, 2000). O aumento da conectividade entre os fragmentos faz com que os problemas acima sejam minimizados, seja pela alta permeabilidade da matriz ou pela presença de corredores ecológicos, elementos da paisagem que facilitam a locomoção dos organismos entre manchas de seu hábitat (Hilty *et al.*, 2006). Assim, a análise das taxas de movimentação entre remanescentes deve ser o primeiro passo para avaliar quão isolados os fragmentos estão e a viabilidade de suas populações (Pires *et al.*, 2002).

Visto que o processo de fragmentação altera o modo como os indivíduos utilizam o ambiente, avaliar o uso do espaço por diferentes espécies nos cenários florestais fragmentados é de extrema relevância, a fim de estimar áreas mínimas para manutenção de populações, além de compreender como o aumento da conectividade da matriz pode otimizar a sobrevivência das populações resistentes.

2.5 COMO OS MAMÍFEROS ALTERAM O MODO QUE UTILIZAM O ESPAÇO COMO RESPOSTA À FRAGMENTAÇÃO?

Os mamíferos, seja de pequeno, médio ou grande porte, são elementos fundamentais para o ecossistema que habitam, contribuindo para a manutenção e equilíbrio de populações e comunidades a eles relacionados (Herrerías-Diego *et al.*, 2008; Calaça, 2009), uma vez que pertencem a vários grupos funcionais, podendo

agir como importantes agentes polinizadores (Mora *et al.*, 1999), dispersores (Fragoso & Huffman, 2000; Galetti *et al.*, 2001; Alves-Costa & Eterovick, 2007) e predadores (Bodmer, 1991; Weckel *et al.*, 2006; Pedó *et al.*, 2006). Contudo, o impacto do processo de fragmentação gerado sobre os mesmos é cada vez maior, visto que é um grupo bastante suscetível a caça, a qual pode ser intensificada com a fragmentação (Peres, 2001), além de serem especialmente sensíveis às alterações ambientais, uma vez que costumam apresentar requerimentos específicos relacionados à área de vida, reprodução e alimentação (Henle *et al.*, 2004).

Com a alteração do ambiente, a fragmentação e a consequente diminuição de recursos, as espécies generalistas tendem a estar melhor adaptadas a utilizar o novo cenário imposto, uma vez que apresentam maior plasticidade ao meio (Goodrich & Buskirk, 1995). Algumas espécies podem inclusive se beneficiar desta alteração, quando, por exemplo, a sobreposição com espécies especialistas diminui, as quais acabam muitas vezes sendo extintas localmente (Malcolm, 1997; Tocher *et al.*, 1997). Além disso, a ação antrópica provoca a inserção de novos elementos na paisagem, como estradas e construções. Muitas espécies utilizam os cultivos ou lixo humano como alimento, necessitando assim, de menos recursos advindos do ambiente natural (Prange *et al.*, 2004; Ludwig *et al.*, 2005; Gould e Andelt, 2013), além de se deslocarem preferencialmente pelas estradas e trilhas humanas (Coelho *et al.*, 2008), ficando mais suscetíveis à caça e aos atropelamentos.

Vários exemplos ilustrando a utilização de ambientes fragmentados por mamíferos podem ser encontrados na literatura (Pires *et al.*, 2002; Ludwig *et al.*, 2005; Michalski e Peres, 2007; Quinn *et al.*, 2013, entre outros). Contudo, estudos avaliando de modo efetivo o efeito da fragmentação sobre o uso do espaço por mamíferos são raros (Malcolm, 1997; Tocher *et al.*, 1997), uma vez que seria necessária a realização de um estudo antes e outro após o processo de fragmentação, a fim de detectar alterações de uso entre os períodos analisados.

Com relação a alteração na alimentação e forrageio devido à fragmentação, Boyle e colaboradores (2012) demonstraram a flexibilidade da dieta de cuxiús (*Chiropotes chiropotes*), quando inseridos em um fragmento de tamanho reduzido. A partir do estudo de seis grupos desta espécie, os autores verificaram que aqueles

que habitavam florestas contínuas e fragmentos de 100 hectares apresentavam dieta mais especialista, ignorando muitos dos itens alimentares utilizados por dois grupos que ocupavam fragmentos de 10 hectares. Aparentemente, populações confinadas em remanescentes menores têm de adotar uma dieta generalista, forrageando com maior frequência, a fim de suprir suas necessidades nutricionais (Boyle *et al.*, 2012).

Apesar da importância em se analisar as taxas de movimentação entre fragmentos a fim de detectar o grau de isolamento dos mesmos e a viabilidade de suas populações, investigações deste tipo ainda são raras (Pires *et al.*, 2002). Um estudo desenvolvido em um cenário de mosaico formado por manchas florestais mostrou que sete das nove espécies de pequenos mamíferos estudadas apresentaram deslocamento entre fragmentos. Contudo, a taxa de deslocamento variou bastante entre as espécies, evidenciando que a habilidade de cruzar a matriz é importante para a manutenção de uma população que necessita uma área maior do que aquela de um único remanescente (Pires *et al.*, 2002).

Alguns estudos sugerem que o atributo do fragmento que mais influencia o uso do espaço para mamíferos é a área do remanescente, apesar de relações também terem sido detectadas para o isolamento e forma do fragmento (Jackson *et al.*, 2005; Michalski e Peres, 2007). Michalski e Peres (2007), por exemplo, detectaram que os quatis (*Nasua nasua*) são capazes de cruzar extensas áreas entre fragmentos, porém são sensíveis ao tamanho da área, possivelmente pelo comportamento gregário que exige uma alta disponibilidade de recursos. Michalski e Peres (2005) estudando duas espécies generalistas de primatas verificaram que ambas as espécies mantêm uma área de vida constante em ambientes alterados, através de diferentes estratégias. O macaco-prego *Sapajus apella* é capaz de cruzar grandes áreas de matriz ou de floresta degradada, utilizando como área de vida diferentes fragmentos, enquanto o macaco-sauá (*Callicebus moloch*) adota uma alimentação rica em folhas e sobrevive em pequenos grupos em pequenos fragmentos, neste tipo de situação (Michalski e Peres, 2005).

Independente do tipo de bioma e do hemisfério, as respostas à fragmentação tem sido estudadas com grande interesse. Em um ambiente fragmentado da Escócia, uma espécie de mustelídeo europeu (*Martes martes*) utilizou

preferencialmente coberturas florestais, contudo, também mostrou seleção por matagal e pastagens de touceira, dois habitats de matriz. Estes ambientes de matriz proporcionavam à espécie recursos fundamentais como locais para construção de tocas e elevada abundância de sua presa principal, evidenciando um exemplo de adaptação e possivelmente beneficiamento pela fragmentação (Caryl *et al.*, 2012). Mergey e colaboradores (2011) estudando esta mesma espécie, verificaram que indivíduos de ambientes fragmentados apresentavam área de vida duas ou três vezes menores que indivíduos que habitavam uma reserva de floresta contínua. Os autores sugerem que o ambiente fragmentado, por possuir maior efeito de borda, oferece uma variedade de recursos maiores do que a mata contínua, incluindo espécies de roedores que não utilizam áreas florestadas e que podem ser utilizadas como presas.

Ainda no Hemisfério Norte, guaxinins (*Procyon lotor*) e raposas (*Urocyon littoralis clementae*) de áreas urbanas possuíam áreas de vida inferiores quando comparados àqueles de áreas rurais. Além disso, visto que os recursos utilizados (principalmente restos de alimentos humanos) costumam estar mais concentrados nas cidades do que em ambiente natural, os mesmos formam grupos maiores e mais agregados em ambientes urbanos, enquanto que em áreas rurais apresentam-se mais dispersos (Prange *et al.*, 2004; Gould e Andelt, 2013).

Quinn *et al.* (2013) verificaram que o veado-da-cauda-branca (*Odocoileus virginianus*) apresenta uma área de vida reduzida em áreas altamente fragmentadas, visto que seu comportamento de forrageamento é mais eficiente em zonas de transição, as quais são frequentes em ambientes alterados.

Já para o Hemisfério Sul, Ludwig e colaboradores (2005) ao estudarem uma população de macaco-prego *Sapajus nigritus* em fragmentos circundados por áreas de cultivo e pomares, verificaram uma área de vida menor do que a esperada. Sugeriram então, que em ambientes alterados onde os indivíduos utilizam o cultivo local como alimento, a população possa reduzir sua área de vida devido a menor necessidade de forrageamento. Di Bitetti (2001) também detectou uma redução na área de vida de uma população de *S. nigritus* no Parque Nacional do Iguaçu, à medida que frutas passaram a ser disponibilizadas em plataformas para alimentação.

Todavia, a redução da área de vida em ambientes fragmentados pode estar associada simplesmente à redução do espaço disponível e não a uma maior disponibilidade de alimento, como exemplificado acima para algumas espécies. Em um estudo com porcos (*Sus scrofa*) na Polônia, por exemplo, foi verificado que a área de vida é menor para indivíduos que ocupam áreas urbanas, contudo, os mesmos forrageiam e percorrem o dobro da distância percorrida por indivíduos de ambiente natural, evidenciando que a baixa disponibilidade de alimento e a maior dispersão dos recursos é compensada com o aumento da intensidade de forrageamento (Podgórski *et al.*, 2013).

Outro exemplo de redução de área de vida é o caso de marmotas (*Marmota monax*) em ambientes urbanos, fato que possivelmente está associado a menor disponibilidade de locais para construção de tocas. Esta espécie costuma incluir várias tocas dentro de sua área de vida, porém constatou-se que em ambientes urbanos o número de tocas por indivíduo é bastante reduzido, além da área de vida ser apenas 10% daquela verificada em ambientes rurais ou naturais (Lehrer e Schooley, 2010).

Wright e colaboradores (2012) verificaram menor área de vida para gambás *Didelphis virginiana* que habitavam áreas urbanas de Kirksville (Estados Unidos) do que para gambás que utilizavam áreas florestadas próximas, sendo que os ocupantes de áreas urbanas pesavam em média 34% mais do que os indivíduos de áreas florestadas, indicando neste caso, um maior fornecimento de recursos na área urbana.

No Parque Estadual Ilha do Cardoso, Nakano-Oliveira (2006) estudou dois grupos de cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) em um fragmento contínuo, sendo um deles considerado selvagem e o outro sofrendo forte influência antrópica. O grupo selvagem utilizou áreas maiores e forrageou por mais tempo, quando comparado ao grupo que vivia próximo às ocupações humanas. Além disso, o autor concluiu que o primeiro grupo consumia apenas presas e frutos nativos, enquanto o consumo de lixo orgânico era elevado para o segundo grupo, podendo inclusive reduzir seu potencial como dispersor de sementes.

Visto que a fragmentação modifica o ambiente no qual o indivíduo deve suprir suas demandas energéticas, é necessário que o mesmo se adapte ao novo espaço.

Assim, a alteração de uso do espaço por mamíferos em áreas fragmentadas é esperada e as populações com características mais generalistas tendem a resistir por um tempo maior nas áreas afetadas.

2.6 OUTROS FATORES QUE INFLUENCIAM O USO DO ESPAÇO POR MAMÍFEROS

Não só a interferência humana, mas também vários fatores naturais podem influenciar o uso do espaço por mamíferos. A demanda energética de cada indivíduo parece ser o determinante mais importante do tamanho de sua área de vida (McNab, 1963), sendo que a disponibilidade diferencial de alimentos parece ser o principal fator para a distribuição diferencial dos animais no espaço (Di Bitetti, 2001).

2.6.1 Massa corporal

A massa corporal do indivíduo é um dos principais fatores que influencia sua demanda energética, estando frequentemente relacionada positivamente com o tamanho da área de vida (Litvaitis *et al.*, 1986; Tufto *et al.*, 1996; Mysterud *et al.*, 2000; Dahle *et al.*, 2006). Esta relação foi verificada para mamíferos com diferentes hábitos alimentares (carnívoros, onívoros e herbívoros) através da avaliação de 55 espécies de mamíferos norte-americanos (Harestad e Bunnell, 1979).

Todavia, algumas exceções a este padrão foram encontradas. Ruminantes de maior massa corporal apresentam a queima de gordura de reserva mais lenta que a de ruminantes menores, exigindo que apenas os últimos ampliem suas áreas de vida durante o inverno. Deste modo, para este grupo, a relação positiva entre a área de vida e a massa corporal está presente apenas no verão, visto que o metabolismo basal é maior nos animais de menor massa (Mysterud *et al.*, 2000). Outro exemplo são os machos de veado-do-deserto (*Odocoileus hemionus crooki*), que apresentam massa corporal maior do que as fêmeas da sua espécie, sendo esperado um maior tamanho de área de vida para os mesmos. Contudo, machos e fêmeas de veado-do-deserto apresentaram a mesma área de vida em ambientes de alta produtividade, evidenciando uma relação positiva entre massa corporal e tamanho da área utilizada apenas em ambientes de baixa produtividade (Relyea *et*

al., 2000). Este estudo demonstra que a área de vida de um indivíduo tende a aumentar apenas até o ponto em que suas necessidades metabólicas possam ser supridas.

Outra fuga a este padrão foi detectada em mangustos-egípcios (*Herpestes ichneumon*), uma vez que os machos, como esperado, apresentaram uma relação positiva entre tamanho corporal e área de vida, porém as fêmeas apresentaram esta relação de maneira inversa (Palomares, 1994). Uma explicação relacionada à organização social da espécie foi sugerida, onde fêmeas maiores dominariam os ambientes de maior qualidade, os quais, consequentemente, não teriam necessidade de ser extremamente grandes. Os machos por outro lado, necessitariam cobrir a área de vida de várias fêmeas, devido ao comportamento poligínico da espécie. Outros exemplos de como a organização social das espécies podem influenciar o uso do espaço serão ilustrados adiante.

2.6.2 Disponibilidade de alimento

Diferentemente do verificado para massa corporal, alguns autores sugerem que exista uma correlação negativa entre a disponibilidade de alimento e o tamanho da área de vida (Dahle e Swenson 2003; Jerina, 2012; Corriale *et al.*, 2013), de modo que o animal não precise de uma grande área quando o alimento é abundante. Alguns exemplos foram citados anteriormente, evidenciando que a fragmentação e ações antrópicas podem gerar maior disponibilidade de alimento para algumas espécies, as quais acabam por reduzir suas áreas de vida (p.ex. Di Bitetti, 2001; Ludwig, 2055; Nakano-Oliveria, 2006) .

Contudo, alguns pesquisadores não detectaram nenhuma relação entre estes atributos em ambiente natural (Massei *et al.*, 1997; Dahle *et al.*, 2006; Ross *et al.*, 2012; Palomares, 1994; Massei, *et al.*, 1997). Nakashima e colaboradores (2013), por exemplo, verificaram que a disponibilidade de frutos influencia o uso do espaço pelo *civet* (*Paradoxurus hermaphroditus*), o qual apresenta maior área de vida durante o período de maior frutificação. Tal fato possivelmente ocorre pela adoção de uma dieta mais especializada em frutas quando as mesmas são abundantes e, mais generalista quando a taxa de frutificação diminui.

Além de alterações com relação ao tamanho da área de vida, algumas espécies demonstram selecionar ambientes com maior disponibilidade de alimentos.

De acordo com Tufto e colaboradores (1996), corças (*Capreolus capreolus*) selecionaram habitats com maior disponibilidade de alimento, posicionando suas áreas de vida em ambientes mais favoráveis para o forrageamento. O mesmo foi verificado para o zorrilho (*Conepatus chinga*), que alocou sua área de vida em locais com elevada abundância de besouros, o qual é amplamente utilizado como presa, mostrando mais um exemplo onde a seleção de habitat está fortemente relacionada à disponibilidade de alimento (Castillo *et al.*, 2012).

2.6.3 Sexo e organização social

Apesar da disponibilidade diferencial de alimentos ser um dos principais fatores para a distribuição dos animais no espaço, para os machos, a distribuição das fêmeas é extremamente importante (Nelson, 1995). Em espécies poligâmicas, mais especificamente poliginicas, os machos frequentemente tem sua distribuição influenciada diretamente pela distribuição das fêmeas e pelo modo como as mesmas utilizam o espaço, o que costuma refletir a distribuição de alimentos (Ims, 1987; Nelson, 1995). Em ambientes com alta disponibilidade de alimento, o tamanho da área de vida tende a diminuir, aumentando o número de fêmeas por unidade de espaço, o que permite que um macho domine um maior número de parceiras, favorecendo a estratégia reprodutiva da poliginia (padrão verificado por Ludlow e Sunquist, 1987; Emmons, 1988; Ryser, 1992; Dillon e Kelly, 2008; Fusco-Costa *et al.*, 2010, entre outros). Por outro lado, ambientes de baixa qualidade e com pouca disponibilidade de alimentos faz com que os indivíduos precisem de uma área de vida maior, dispersando as fêmeas e impedindo que um macho domine um grande número de parceiras. Quando a distribuição de recursos é extremamente esparsa, fêmeas solitárias e territorialistas acabam sendo dominadas por machos solitários, favorecendo a estratégia reprodutiva da monogamia (Kommers e Brotherton, 1997; Maher e Burger, 2011).

Normalmente considera-se que a monogamia evoluiu em situações onde o cuidado paternal e maternal fez-se necessário (Wittenberger e Tilson, 1980; Clutton-Brock, 1989; Gubernick *et al.*, 1993), além de casos onde a área de vida das fêmeas era tão grande a ponto de um macho conseguir monopolizar apenas uma parceira (Emlen e Oring, 1977; Wickler e Seibt, 1983). Contudo, uma análise filogenética da evolução da monogamia em mamíferos mostrou que, na maior parte das vezes, a

monogamia surgiu em espécies onde a fêmea era solitária, territorialista e ocupava uma pequena área de vida, permitindo a dominância do macho sobre ela (Komers e Brotherton, 1997). Neste estudo, os autores afirmam que a monogamia surgiu mais vezes com a ausência de um cuidado paternal do que com a sua presença e que normalmente não ocorre em espécies onde as fêmeas apresentam extensas áreas de vida, sugerindo que o uso do espaço pelas fêmeas é o melhor preditor para monogamia em mamíferos. Komers e Brotherton (1997) consideraram como cuidado paternal o comportamento de transportar, fornecer alimentos e recuperar os filhotes que se dispersam. Clutton-Brock (1991) apresenta uma definição mais ampla, onde cuidado parental é qualquer forma de comportamento parental que resulte no aumento de aptidão de seu descendente. Komer e Brotherton (1997) justificam o uso de uma definição tão restrita por defenderem que o surgimento da monogamia (quando relacionada ao cuidado paternal) é mais plausível se existir necessidade de cuidados paternos que não possam ser compartilhados. Entretanto, é importante lembrar que muitas vezes o cuidado paternal pode ser discreto, principalmente quando trata-se de mamíferos, estando restrito, por exemplo, ao cuidado e defesa de uma área para que a fêmea tenha acesso à recursos para ela e para seus filhotes, o que não foi considerado pelos autores.

Além disso, o comportamento reprodutivo e a organização social podem afetar de modo particular cada espécie. Aparentemente os machos de gambás (*Didelphis*) tendem a se deslocar mais do que as fêmeas (Holmes e Sanderson, 1965; Gillette, 1980; Monteiro-Filho, 1987), sendo que as mesmas podem apresentar dominância relativa, normalmente permanecendo por mais tempo em uma mesma área (Monteiro-Filho, 1987). Cajal (1981) e Monteiro-Filho (1987) observaram sobreposições parciais sincrônicas de área de vida apenas para indivíduos de sexos diferentes. Ryser (1992), verificou um aumento na área de vida de machos de *D. virginiana* na época reprodutiva, o que não foi verificado para as fêmeas, sendo que neste período a área de vida dos machos sobrepueram a área de vida de várias fêmeas.

Dahle e Swenson (2003) verificaram que a área de vida de machos de urso-marrom (*Ursus arctos*) era maior que a das fêmeas, mesmo após uma correção dos valores considerando dimorfismo sexual de tamanho e necessidades metabólicas. Deste modo, uma vez que a diferença na área de vida não pode ser explicada pelas

diferentes necessidades metabólicas, os autores sugeriram que a ampla área de vida dos machos foi resultado de seu intenso comportamento de patrulha associado à manutenção das fêmeas e do território. De modo semelhante, Fusco-Costa e colaboradores (2010) sugerem que a elevada área de vida de machos de jaguatirica (*Leopardus pardalis*), que sobrepõe totalmente a área de duas ou mais fêmeas, seja decorrente de um maior padrão de atividade dos machos, o que permite que os mesmos verifiquem constantemente as condições reprodutivas das fêmeas, além de patrulhar seu território.

Fêmeas de esquilo-cinzentos (*Sciurus arizonensis*) costumam ter suas áreas de vida sobrepostas pela área de vida de machos ou de outras fêmeas durante o ano todo, contudo, a sobreposição pelos machos torna-se maior durante o período reprodutivo, quando a busca por fêmeas aumenta. Além disso, a área de uso dos machos é maior que a das fêmeas, de modo que, quanto maior a área de vida de um macho, mais fêmeas ele domina em seu espaço (Cudworth e Koprowski, 2010). Já para o esquilo-raposa (*Sciurus nayaritensis chiricahuae*), não foi verificado um aumento na área de vida dos machos durante o período reprodutivo e sim uma taxa de movimentação mais elevada, permitindo que o mesmo verificasse diversas vezes a área das fêmeas, as quais têm suas áreas de vida sobrepostas por um macho durante o ano todo (Pasch e Koprowski, 2006). Ainda para esquilos, Bordignon (1996) verificou uma evidente sobreposição de áreas de vida dos serelepes (*Sciurus ingrami*) durante o período reprodutivo, sendo que a área de vida dos machos diminuía gradualmente após o acasalamento.

Para cangurus (*Dipodomys ingens*) foi observado que durante a maior parte do ano machos e fêmeas apresentam territórios exclusivos, os quais não se sobrepõem. Entretanto, no período reprodutivo os machos mostram um grande aumento em suas áreas de vida, sobrepondo a área de várias fêmeas, o que aumenta suas chances de acasalamento (Cooper e Randall, 2007).

Boydston *et al.* (2003) verificaram que fêmeas de hiena (*Crocuta crocuta*) superiores na hierarquia social apresentam uma área de vida menor, mais próxima ao abrigo principal e mais distante da margem do território do grupo do que fêmeas inferiores na hierarquia, as quais eram vistas com frequência vagando nos limites do território. Como as fêmeas superiores aparentemente desfrutavam de uma área de vida de maior qualidade, a mesma pode ser reduzida em tamanho. Todavia, quando

uma fêmea encontrava-se com filhotes pequenos, independentemente do seu nível na hierarquia social, a mesma passava a apresentar área de vida semelhante à de fêmeas alfa. Este estudo evidencia um padrão com relação ao uso do espaço de acordo com o nível social e uma adaptação a este uso quando uma fêmea do grupo encontra-se com filhotes e, conseqüentemente, apresenta-se mais vulnerável e com maior necessidade de recursos.

2.6.4 Densidade populacional

Vários autores sugerem que o aumento na densidade populacional provoca uma diminuição na área de vida individual, visto que os indivíduos de uma mesma população passam a consumir os mesmos recursos. Este padrão foi verificado para roedores (Maza *et al.*, 1973), veados (Lopez *et al.*, 2005, Jerina, 2012), javalis (Kiefer e Weckerly, 2005), ursos (Dahle e Swenson, 2003), entre outros. Jerina (2012), avaliando 42 veados-vermelhos (*Cervus elaphus*) através de rádio-telemetria, verificou que o tamanho de suas áreas de vida diminuía com o aumento da densidade populacional, uma vez que áreas exclusivas em situações de baixa densidade passam a ser compartilhadas quando a densidade populacional aumenta. O mesmo padrão foi detectado para o urso-marrom (*Ursus arctos*), porém de modo mais marcante para os machos do que para as fêmeas, uma vez que esta espécie apresenta uma organização social matriarcal, sendo a tolerância entre fêmeas, portanto, maior do que a verificada para machos (Dahle and Swenson, 2003; Dahle *et al.*, 2006).

2.6.5 Comportamento e risco de predação

Morris e colaboradores (2011) realizaram um experimento onde oito conjuntos de 40 hectares de mata foram cercados por arame e cerca elétrica, sendo que em quatro deles foi realizada a retirada completa de predadores do rato-do-algodão (*Sigmodon hispidus*) e os outros quatro mantiveram-se como controles. A espécie estudada mostrou um aumento de sua área de vida com a eliminação de seus predadores do ambiente, indicando uma resposta comportamental à percepção da redução do risco de predação. Getz *et al.* (2005) avaliaram área de vida e mobilidade de roedores do gênero *Microtus* em três tipos de vegetação e

concluíram que os mesmos mostraram seleção de hábitat para coberturas de vegetação mais fechada, o que reduzia o risco de predação.

2.6.6 Sazonalidade

Em regiões que apresentam estações secas e úmidas bem marcadas é possível verificar uma alteração no uso do espaço pelos animais ao longo do ano. É frequente observarmos uma área de vida menor na estação seca, quando os animais utilizam pequenas áreas em torno de rios permanentes, a qual aumenta na estação úmida. O búfalo africano (*Syncerus caffer brachyceros*), por exemplo, apresentou um aumento em sua área de vida com o início das chuvas, se deslocando em direção a ambientes com alta produção de gramíneas (Cornélis *et al.*, 2011). O mesmo padrão foi verificado para o queixada (*Tayassu pecari*), mostrando que as dinâmicas espaço-temporais de forrageamento e a disponibilidade de água influenciam a área de vida de populações (Reyna-Hurtado *et al.*; 2009). Korontai (2011) constatou que dois indivíduos de cachorros-do-mato (*Cerdocyon thous*), da Ilha de Cananéia, apresentavam maior sobreposição de áreas de vida durante a estação chuvosa, além dos valores totais serem mais elevados na referida estação. Outro exemplo são os leões (*Panthera leo*) do Parque Nacional Waza, Camarões, que apresentaram valores de área de vida aumentados no período chuvoso, o que possivelmente está associado a maior dispersão de presas, inundações e, inclusive, migração de gado. Além disso, suas áreas de vida médias estão 58% maiores do que nas últimas décadas para este período, o que provavelmente é uma resposta à diminuição na disponibilidade local de presas ao longo dos anos (Tumenta *et al.*, 2013).

Rodrigues e Monteiro-Filho (2000) não detectaram diferenças nos valores de área de vida do veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) entre as estações seca e chuvosa, no Parque Nacional das Emas. Porém, uma maior movimentação dos indivíduos foi encontrada na estação chuvosa, o que foi associado a maior disponibilidade de folhas e flores neste período. Segundo os autores, esta relação pode ser explicada através da teoria do forrageamento ótimo (MacArthur e Pianka, 1996), onde os animais limitam suas atividades a regiões de forrageamento quando o alimento é escasso, visando à diminuição do gasto energético na busca do mesmo. Por outro lado, quando o alimento é abundante, o animal pode investir em

deslocamentos maiores, na busca do alimento de maior qualidade, com baixa probabilidade de fracasso no forrageamento.

2.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Estudos avaliando o uso do espaço por mamíferos de médio e grande portes na Região Neotropical vem apresentando um grande crescimento desde a década de 2000, especialmente através da telemetria por ondas VHF. A telemetria utilizando GPS apresenta forte potencial para ampliar a fronteira do conhecimento para o grupo, porém, desafios como o aumento de estudos em outros países da Região Neotropical e com ordens pouco investigadas, ainda precisam ser superados para um entendimento generalizado.

A fragmentação de habitats é um processo que afeta os mamíferos, como vem sendo documentado no mundo todo, influenciando sua dieta, comportamento e uso do espaço. Além deste processo de ação humana, interações ecológicas naturais e características sociais também podem influenciar o modo como o grupo utiliza o ambiente, todavia, cada espécie parece expressar diferentes respostas em função do tipo de pressão e de suas características biológicas e ecológicas. Frente a esta complexidade, futuros estudos devem buscar a avaliação de diversos aspectos bióticos e abióticos, a fim de gerar uma visão acurada sobre a relação do uso do espaço e da fragmentação, compreendendo assim, como os mamíferos estão utilizando o ambiente frente ao cenário florestal mais comum atualmente, as áreas fragmentadas.

2.8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, L. C.; REIS, N. R.; LUDWIG, G.; ROCHA, V. J. Dieta, área de vida, vocalizações e estimativas populacionais de *Alouatta guariba* em um remanescente florestal no norte do estado do Paraná. **Neotropical Primates**, 11(2): 78-86. 2003.

ALIAGA-ROSSEL, E.; KAYS, R. K.; FRAGOSO, J. M. Home range use by the Central American agouti (*Dasyprocta punctata*) on Barro Colorado Island, Panama. **Journal of Tropical Ecology**, 24: 367-374. 2008.

- ALMEIDA, A. J.; FREITAS, M. M. F.; TALAMONI, S. A. Use of space by the Neotropical caviomorph rodent *Thrichomys apereoides* (Rodentia: Echimyidae). **Zoologia**, 30(1): 35-42. 2013.
- ALVES-COSTA, C. P.; ETEROVICK, P. C. Seed dispersal services by coatis (*Nasua nasua*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. **Acta Oecologica**, 32: 77-92. 2007.
- ANTUNES, V. S. **Área de uso e seleção de habitats por veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*; Fisher, 1814) no Pantanal da Nhecolândia-MS**. 74 p. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz Queiroz", São Paulo. 2012.
- BANDEIRA DE MELO, L. Secret lives of maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*, Illiger, 1815): as revealed by GPS tracking collars. **Journal of Zoology**, 271:27-36. 2007.
- BASSET, A. Body size-related coexistence: an approach through allometric constraints on home-range use. **Ecology**, 76(4): 1027-1035. 1995.
- BECK-KING, H.; VON HELVERSEN, O.; BECK-KING, R. Home Range, Population Density, and Food Resources of *Agouti paca* (Rodentia: Agoutidae) in Costa Rica: A Study Using Alternative Methods. **Biotropica**, 31(4): 675-685. 1999.
- BEISIEGEL, B.M.; MANTOVANI, V. Habitat use, home range and foraging preferences of the coati *Nasua nasua* in a pluvial tropical Atlantic forest area. **Journal of Zoology**, 269(1): 77-87. 2006.
- BELK, M. K.; SMITH, H. D; LAWSON, J. Use and partitioning of montane habitat by small mammals. **Journal of Mammalogy**, 69(4): 688-695. 1988.
- BIANCHI, R.C. **Ecologia de mesocarnívoros em uma área no Pantanal central, Mato Grosso do Sul**. 193 p. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 2009.
- BIANCONI, G. V. **Morcegos frugívoros no uso do habitat fragmentado e seu potencial para recuperação de áreas degradadas: Subsídios para uma nova ferramenta voltada à conservação**. 97p. Tese de doutorado, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Biociências, Rio Claro. 2009.
- BLADWIN, J. D.; BALDWIN, J. I. Population Density and Use of Space in Howling Monkeys (*Alouatta villosa*) in Southwestern Panama. **Primates**, 13(4): 371-379. 1972.
- BODMER, R. E. Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. **Biotropica**, 23 (3): 255-261. 1991.

BOINSKI, S. Habitat use by squirrel monkeys (*Saimiri oerstedii*) in Costa Rica. **Folia Primatologica**, 49(3): 151-167. 1987.

BOITANI, L.; MATTEI, L; NONIS, D; CORSI, F. Spatial and activity patterns of wild boars in Tuscany, Italy. **Journal of Mammalogy**, 75(3): 600-612. 1994.

BONATTI, J. **Uso e seleção de hábitat, atividade diária e comportamento de *Nasua Nasua* (Linnaeus, 1766) (Carnivora: Procyonidae) na Ilha do Campeche, Florianópolis, Santa Catarina.** 137p. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2006.

BOONSTRA, R. E.; CRAINE, I. T. M. Natal nest location and small mammals tracking with a spool and line technique. **Canadian Journal of Zoology**, 64:1034-1036. 1986.

BORDIGNON, M. **Comportamentos, atividade e área de vida do serelepe *Sciurus ingrami* Thomas, 1901 em área de Floresta Ombrófila Mista no Estado do Paraná, Brasil (RODENTIA, SCIURIDAE).** 72p. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 1996.

BOYDSTON, E. E.; KAPHEIM, K. M.; SZYKMAN, M.; HOLEKAMP, K. E. Individual variation in space use by female spotted hyenas. **Journal of Mammalogy**, 84(3):1006–1018. 2003.

BOYLE, S. A.; ZARTMAN, C. E.; SPIRONELLO, W. R.; SMITH, A. T. Implications of habitat fragmentation on the diet of bearded saki monkeys in central Amazonian forest. **Journal of Mammalogy**, 93(4):959–976. 2012.

BRAGA, E. P. R. **Distribuição da baleia-franca-austral - *Eubalaena australis* (Desmoulins 1822) - no Sul do Brasil.** 111p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio grane do Sul, Porto Alegre. 2014.

BURT, W. H. Territoriality and home ranges concepts as applied to mammals. **Journal of Mammalogy**, 24(3): 346-352. 1943.

CÁCERES, N.C.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Food habits, home range and activity of *Didelphis aurita* (Mammalia: Marsupialia) in a forest fragment of southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna & Environment**, 36: 85-92. 2001.

CÁCERES, N.C.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. **Área de vida de marsupiais brasileiros.** Pp.203-215. *In*: CÁCERES, N.C.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. (eds). Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução. Editora da UFMS, Campo Grande, 364p. 2006.

CÁCERES, N.C.; PREVEDELLO, J. A.; LORETTO, D. **Uso de espaço por marsupiais: Fatores influentes sobre área de vida, seleção de hábitat e movimentos.** Pp.325-362. *In*: CÁCERES, N.C. (ed). Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e conservação. 2^o edição, revisada e ampliada. Editora da UFMS, Campo Grande, 530p. 2012.

CADASTRO NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DO MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. http://www.mma.gov.br/cadastro_uc. 2012. Consultado em 26 de Janeiro de 2016.

CAJAL, J. L. Estudios preliminares sobre la area de acción en marsupiales (Mammalia: Marsupialia). **Physis**, 40 (98): 27–37. 1981.

CALAÇA, A. M. 2009. **The use of fragmented landscape by medium to large mammals and its relationship with body mass in the region of Aruanã, Goiás.** 95p. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Goiás, Goiânia.

CAÑAS, F. L. S. **Uso do espaço e atividade de *Tapirus terrestris* em uma área do Pantanal Sul.** 61 p. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 2010.

CARVALHO, C. T.; VASCONCELLOS, L. E. M. Disease, food and reproduction of the maned wolf - *Chrysocyon brachyurus* (Illiger) (Carnivora, Canidae) in southeast Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 12(3):627-640. 1995.

CARRILO, E.; SAENZ, J. E.; FULLER, T. D. Movements and activities of white-lipped peccaries in Corcovado National Park, Costa Rica. **Biological Conservation**, 108: 317–324. 2002.

CARROLL, C.; NOSS, R. F.; PAQUET, P. C. Carnivores as a focal species for conservation planning in the Rocky Mountain Region. **Ecological applications**, 11:961-980. 2001.

CARYL, F. M.; QUINE, C. P.; PARK, K. J. Martens in the matrix: the importance of nonforested habitats for forest carnivores in fragmented landscapes. **Journal of Mammalogy**, 93(2): 464-474. 2012.

CASSANO, C. R. **Ecologia e conservação da preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus* Illiger, 1811) no sul da Bahia.** 106 p. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Santa Cruz, Bahia. 2006.

CASTELLANOS, A. Andean bear home ranges in the Intag region, Ecuador. **Ursus**, 22(1):65–73. 2011.

CASTILLO, D. F.; VIDAL, E. M. L.; CASANAVE, E. B.; LUCHERINI, M. Habitat selection of Molina's hog-nosed skunks in relation to prey abundance in the Pampas grassland of Argentina. **Journal of Mammalogy**, 93(3): 716–721. 2012.

CAVALCANTI, G. N. **Biologia comportamental de *Conepatus semistriatus* (Carnivora, Mephitidae) em Cerrado do Brasil Central**. 46 p. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2010.

CAVALCANTI, S M. C.; GESE, E. M. Spatial ecology and social interactions of jaguars (*Panthera onca*) in the Southern Pantanal, Brazil. **Journal of Mammalogy**, 90(4):935–945. 2009.

CEDERLUND, G.; SAND, H. Home-range size in relation to age and sex in moose. **Journal of Mammalogy**, 75:1005–1012. 1994.

CHIARELLO, A. G.; AGUIAR, L. M. S.; CERQUEIRA, R.; MELO, F. R.; RODRIGUES, F. H. G.; SILVA, V. M. F. **Mamíferos Ameaçados de Extinção no Brasil**. Pp. 680-880. *In*: Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. MMA Fundação Biodiversitas Biodiversidade. 2008.

CLUTTON-BROCK, T. H. **Parental care and competition for mates**. *In*: The evolution of parental care. Monographs in behavior and ecology. Princeton University Press, New Jersey. 352 p. 1991.

COELHO, C. M.; BANDEIRA DE MELO, L. F.; SÁBATO, M. A. L.; MAGNI, E. M. V.; HIRSCH, A.; YOUNG, R. J. Habitat use by wild maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) in a transition zone environment. **Journal of Mammalogy**, 89(1):97-104. 2008.

COOPER, L. D.; RANDALL, J. A. Seasonal changes in home ranges of the giant kangaroo rat (*Dipodomys ingens*): a study of flexible social structure. **Journal of Mammalogy**, 88(4):1000-1008. 2007.

CORNÉLIS, D.; BENHAMOU, S.; JANEAU, G.; MORELLET, N.; OUEDRAOGO, M.; VISSCHER, M. Spatiotemporal dynamics of forage and water resources shape space use of West African savanna buffaloes. **Journal of Mammalogy**, 92(6):1287–1297. 2011.

CORRIALE, M. J.; MUSCHETTO, E.; HERRERA, E. A. Influence of group sizes and food resources in home-range sizes of capybaras from Argentina. **Journal of Mammalogy**, 94(1):19-28. 2013.

COUVET, D. Deleterious effects of restricted gene flow in fragmented populations. **Conservation Biology**, 16(2): 369-376. 2002.

CRAWSHAW, P.G. **Recommendations for study design on research projects on neotropical felids**. Pp.187-222. *In*: Felinos de Venezuela: Biología, ecología e conservación, FUDECI, Caracas. 1992.

CRAWSHAW, P. G. 1995. **Comparative ecology of ocelot (*Felis pardalis*) e jaguar (*Panthera onca*) in a protected subtropical forest in Brazil and Argentina**. 190 p. Tese de Doutorado. University of Florida, Gainesville, Florida.

CRISTOBAL-AZKARATE, J.; ARROYO-RODRIGUEZ, V. Diet and activity pattern of howler monkeys (*Alouatta palliata*) in Los Tuxtlas, Mexico: effects of habitat fragmentation and implications for conservation. **American Journal of Primatology**, 69:1013–1029. 2007.

CSUTI, B. **Introduction**. p. 81-90. *In*: HUDSON, W. E. Landscape Linkage and Biodiversity. Island Press, DC, 222p. 1991.

CUDWORTH, N. L.; KOPROWSKI, J. L. Influences of mating strategy on space use of Arizona gray squirrels. **Journal of Mammalogy**, 91(5):1235-1241. 2010.

CUNHA, A. A.; VIEIRA, M. V. Support diameter, incline, and vertical movements of four didelphid marsupials in the Atlantic Forest of Brazil. **Journal of Zoology**, 258: 419-426. 2002.

DAHLE, B.; SWESON, J. E. Home ranges in adult Scandinavian brown bears (*Ursus arctos*): effect of mass, sex, reproductive category, population density and habitat type. **Journal of Zoology (London)**, 260:329–335. 2003.

DAHLE, B.; STOEN, O.; SWENSON, J. E. Factors influencing home-range size in subadult brown bears. **Journal of Mammalogy**, 87(5):859–865. 2006.

DANIELSON, B. J. Communities in a landscape: The influence of habitat heterogeneity on the interactions between species. **The American Naturalist**, 138 (5): 1105-1120. 1991.

DEFLER, T, H. On the ecology and behavior of *Cebus albifrons* in eastern Colombia: I. Ecology. **Primates**, 20(4): 475-490. 1979.

DELICIELLOS, A. C.; LORETTO, D.; VIEIRA, M. V. Novos métodos no estudo da estratificação vertical de marsupiais neotrópicos. **Oecologia Brasiliensis**, 10: 135-156. 2006.

DI BITETTI, M. S. Home-range use by the tufted capuchin monkey (*Cebus apella nigratus*) in a subtropical rainforest of Argentina. **Journal of Zoology (London)**, 253: 33–45. 2001.

DI BITETTI, M.S.; PAVIOLO, A.; ANGELO, C. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. **Journal of Zoology**, 270:153-163. 2006.

DI FIORE, A. Ranging Behavior and Foraging Ecology of Lowland Woolly Monkeys (*Lagothrix lagotricha poeppigii*) in Yasuní National Park, Ecuador. **American Journal of Primatology**, 59:47–66. 2003.

DILLON, A. **Ocelot home range and density in Belize, Central America: Camera-trapping and radio telemetry**. 136p. Dissertação de Mestrado. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia. 2005.

DILLON, A.; KELLY, M.J. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: The impact of trap spacing and distance moved on density estimates. **Oryx**, 41:469-477. 2007.

DILLON, A.; KELLY, M.J. Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping. **Journal of Zoology**, 275 : 391–398. 2008.

DIXO, M.; METZGER, J. P.; MORGANTE, J. S.; ZAMUDIO, K. R. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. **Biological Conservation**, 142 : 1560–1569. 2009.

DONADIO, E.; DI MARTINO, S.; AUBONE, M.; NOVARO, A. J. Activity patterns, home-range, and habitat selection of the common hog-nosed skunk, *Conepatus chinga* (Mammalia, Mustelidae), in northwestern Patagonia. **Mammalia**, 65(1): 49-54. 2001.

DUNSTONE, N.; DURBIN, L.; WYLLIE, I.; FREER, R.; JAMETT, G. A.; MAZZOLLI, M.; ROSE, S. Spatial organization, ranging behaviour and habitat use of the kodkod (*Oncifelis guigna*) in southern Chile. **Journal of Zoology (London)**, 257: 1-11. 2002.

EAST, R. Species-area curves and populations of large mammals in African savanna reserves. **Biological Conservation**, 21: 111-126. 1981.

EMLLEN, S. T.; ORING, L. W. Ecology, sexual selection, and the evolution of mating systems. **Science** 197: 215-223. 1997.

EMMONS, L.H. A field study of ocelots in Peru. **Revue d'Ecologie, Terre et la Vie**, 43:133-157. 1988.

ENCARNAÇÃO, C. **Contribuição à ecologia dos tatus (Xenarthra, Dasypodidae) da Serra da Canastra, Minas Gerais**. 210p. Dissertação de Mestrado, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 1987.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, 34: 487-515. 2003.

FARIAS, V.; FULLER, T. D.; CERVANTES, F. A.; LORENZO, C. Home range and social behavior of the Endangered tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*) in Oaxaca, Mexico. **Journal of Mammalogy**, 87(4):748–756. 2006.

FLORES, P. A. C.; BAZZALO, M. Home ranges and movement patterns of the marine tucuxi dolphin, *Sotalia fluviatilis*, in Baía Norte, southern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 3(1): 37-52. 2004.

FOERSTER, C. R.; VAUGHAN, C. Home Range, Habitat Use, and Activity of Baird's Tapir in Costa Rica. **Biotropica**, 34(3): 423-437. 2002.

FONSECA, G. A. B.; ROBINSON, J. G. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. **Biological Conservation**, 53: 265-294. 1990.

FONTES, I. P. **Variação de curto e longo prazo na ecologia de *Callicebus coimbrai*, Kobayashi e Langguth 1999: Implicações para conservação de populações na paisagem fragmentada da Mata Atlântica de Sergipe**. 63p. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão. 2011.

FRAGOSO, J. M. V. Home Range and Movement Patterns of White-lipped Peccary (*Tayassu pecari*) Herds in the Northern Brazilian Amazon. **Biotropica**, 30(3): 458-469. 1988.

FRAGOSO, J. M. V.; HUFFMAN, J. M. Seed-dispersal and seedling recruitment patterns by the last neotropical megafaunal element in Amazonia, the tapir. **Journal of Tropical Ecology**, 16: 369-385. 2000.

FRANKLIN, W. L.; JOHNSON, W. E.; SARNO, R. J.; IRIARTE, J. A. Ecology of the Patagonia puma *Felis concolor patagonica* in southern Chile. **Biological Conservation**, 90: 33-40. 1999.

FUSCO-COSTA, R.; INGBERMAN, B.; COUTO, H. T. Z.; NAKANO-OLIVEIRA, E. ; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Population density of a coastal island population of the ocelot in Atlantic Forest, southeastern Brazil. **Mammalian Biology** (Print), 75 : 358-362. 2010.

GALETTI, M.; KEUROGHLIAN, A.; HANADA, N.; MORATO, M. I. Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Southeast Brazil. **Biotropica**, 33(4): 723-726. 2001.

GARSHELIS, D.L. **Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection, and importance**. Pp. 111–164 *In*: BOITANI, L.; FULLER, T. K. (Eds). Research techniques in animal ecology: controversies and consequences, Columbia University Press, New York. 2000.

GAVAZZI, A. J.; CORNICK, L. A.; MARKOWITZ, T. M.; GREEN, D.; MARKOWITZ, H. Density, distribution, and home range of the black howler monkey (*Alouatta pigra*) at Lamanai, Belize. **Journal of Mammalogy**, 89(5):1105–1112. 2008.

GENTILE, R.; CERQUEIRA, R. Movement patterns of five species of small mammals in a Brazilian Restinga. **Journal of tropical Ecology**, 11: 671-677. 1995.

GETZ, L. L.; OLI, M. K.; HOFMANN, J. E.; MCGUIRE, B.; OZGUL, A. Factors influencing movement distances of two species of Sympatric voles. **Journal of Mammalogy**, 86(4):647-654. 2005.

GILETTE, L. N. Movement patterns of radio-tagged opossums in Wisconsin. **American Midland Naturalist**, 104(1): 1-12. 1980.

GOODRICH, J. M.; BUSKIRK, S. W. Control of abundant native vertebrates for conservation of endangered species. **Conservation Biology**, 9:1357-1364. 1995.

GOULART, F. V. B.; CÁCERES, N. C.; GRAIPEL, M. E.; TORTATO, M. A.; GHIZONI, I. R.; OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R. Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. **Mammalian Biology**, 74: 182-190. 2009.

GOULD, N. P.; ANDELT, W. F. Effect of anthropogenically developed areas on spatial distribution of island foxes. **Journal of Mammalogy**, 94(3):662–671. 2013.

GUBERNICK, D. J.; WRIGHT, S. L.; BROWN, R. E. The significance of fathers' presence for offspring survival in the monogamous California mouse, *Peromyscus californicus*. **Animal Behavior**, 46: 539–546. 1993.

HARESTAD, A. S.; BUNNELL, F. L. Home range and body weight - a reevaluation. **Ecology**, 60(2): 389-402. 1979.

HENLE, K.; DAVIES, K. F.; KLEYER, M.; MARGULES, C.; SETTELE, J. Predictors of species sensitivity to fragmentation. **Biodiversity and Conservation**, 13(1): 207-251. 2004.

HERRERÍAS-DIEGO, Y.; QUESADA, M.; STONER, K. E.; LOBO, J.A.; HERNÁNDEZ-FLORES, Y.; MONTOYA, G. S. Effect of forest fragmentation on fruit and seed predation of the tropical dry forest tree *Ceiba aesculifolia*. **Biological Conservation**, 141: 241-248. 2008.

HILTY, J. A.; LIDICKER, W. Z.; MERENLENDER, A. M. **Corridor Ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation**. Island press. 325p. 2006.

HOLMES, A. C. V. SANDERSON, G. C. Populations and movements of opossums in east central Illinois. **Journal of Wildlife Management**, 20 (2): 287-295. 1965.

IMS, R. A. Male spacing systems in microtine rodents. **American Naturalist**, 130: 475-484. 1987.

JACKSON, V. L.; LAACK, L. L.; ZIMMERMAN, E. G. Landscape metrics associated with habitat use by Ocelots in south Texas. **Journal Wildlife Management**, 69 (2):733-738. 2005.

JACOB, A. A.; RUDRAN, R. **Radiotelemetria em estudos populacionais**. Pp. 285-341. In: CULLEN JR, L.; RUDRAN, R; VALLADARES-PADUA, C. (eds). Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Editora da UFPR e Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. Curitiba. 667p. 2003.

JÁCOMO, A. T. A.; KASHIVAKURA, C. K.; FERRO, C.; FURTADO, M. M.; ASTETE, S. P.; TÔRRES, N. M.; SOLLMANN, R.; SILVEIRA, L. Home Range and Spatial Organization of Maned Wolves in the Brazilian Grasslands. **Journal of Mammalogy**, 90(1):150-157. 2009.

JERINA, K. Roads and supplemental feeding affect home-range size of slovenian red deer more than natural factors. **Journal of Mammalogy**, 93(4):1139–1148. 2012.

JOHNSON, D. H. The comparasion of usage and availability measurements for evaluating resource preference. **Ecology**, 61: 65-71. 1980.

JOHNSON, W. E.; FULLER, T. O.; ARRIBILLAGA, G.; FRANKLIN, W. L.; JOHNSON, K. A. Seasonal changes in activity patterns of the Patagonian hog-nosed skunk (*Conepatus humboldti*) in Torres del Paine National Park, Chile. **Revista Chilena de Historia Natural**, 61: 217-221. 1988.

JOHNSON, W. E.; FRANKLIN, W. L. Spatial resource partitioning by sympatric grey fox (*Dusicyon griseus*) and culpeo fox (*Dusicyon culpaeus*) in southern Chile. **Canadian Journal of Zoology**, 72: 1788-1793. 1994.

JORGE, M. S.; PERES, C. A. Population density and home range size of red-rumped agoutis (*Dasyprocta leporina*) within and outside a natural Brazil nut stand in southeastern Amazonia. **Biotropica**, 37(2): 317–321. 2005.

JUAREZ, K. F.; MARINO-FILHO, J. Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in central Brazil. **Journal of Mammalogy**, 83(4):925–933. 2002.

JUDAS, J.; HENRY, O. Seasonal variation of home range of collared peccary in tropical rain forests of French Guiana. **The Journal of Wildlife Management**, 63(2): 546-552. 1999.

JULIEN-LAFERRIERE, D. Radio-tracking observations on ranging and foraging patterns by kinkajous (*Potos flavus*) in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, 9(1): 19 - 32. 1993.

KASPER, C. B.; SOARES, J. B. G.; FREITAS, T. O. Differential patterns of home-range, net displacement and resting sites use of *Conepatus chinga* in southern Brazil. **Mammalian Biology**, 77: 358–362. 2012.

KAUTZ, R.; KAWULA, R.; HOCTOR, T.; COMISKEY, J.; JANSEN, D.; JENNINGS, D.; KASBOHM, J.; MAZZOTTI, F.; MCBRIDE, R.; RICHARDSON, L.; ROOT, K. How much is enough? Landscape-scale conservation for the Florida panther. **Biological Conservation**, 130: 118-133. 2006.

KENNEDY, A. S.; ZERBINI, A. N.; VÁSQUEZ, O. V.; GANDILHON, N.; CLAPHAM, P. J.; ADAM, O. Local and migratory movements of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) satellite-tracked in the North Atlantic Ocean. **Canadian Journal of Zoology**, 92(1): 9-18. 2014.

KENWARD, R. E. **Historical and Practical Perspectives**. Pp. 3-12. *In*: MILLSPAUGH, J. J.; MARZLUFF, J. M. (eds). *Radio Tracking and Animal Populations*. Academic Press. 474p. 2001.

KIEFER, S. J.; WECKERLY, F. W. Population density and body weight influences on home range size of feral hogs. **California Fish and Game**, 91:136–142. 2005.

KINZEY, W. G.; ROSENBERGER, A. L.; HEISLER, P. S.; PROWSE, D. L.; TRILLING, J. S. A preliminary field investigation of the yellow handed titi monkey, *Callicebus torquatus torquatus*, in Northern Peru. **Primates**, 18(1): 159--181. 1977.

KOMERS, P. E.; BROTHERTON, P. N. M. Female space use is the best predictor of monogamy in mammals. **Proceedings of the Royal Society of London, Biological Sciences**, 264:1261–1270. 1997.

KONECNY, M.J. **Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America**. p. 243-264. In Redford, K. H.; Eisenberg, J. F. (eds.). *Advances in Neotropical Mammalogy*. The Sandhill Crane Press, Gainesville. 1989.

KORONTAI, V. F. **Uso do espaço de uma comunidade de carnívoros (Mammalia: Carnivora) em uma região influenciada por ação humana, na Ilha de Cananéia, litoral Sul Do Estado de São Paulo**. 83p. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus. 2011.

LACERDA, A. C. R. **Ecologia e estrutura social do veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) no Pantanal**. 194p. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília. 2008.

LEAL, K. P. G. **Uso do espaço por *Didelphis aurita* (Wied-neuwied, 1826) em uma área fragmentada do Sul de Minas Gerais**. 81 p. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Lavras, Lavras. 2013.

LEHRER, E. W.; SCHOOLEY, R. L. Space use of woodchucks across an urbanization gradient within an agricultural landscape. **Journal of Mammalogy**, 91(6): 1342–1349. 2010.

LE MUNYAN, C. D.; WHITE, W.; NYBERT, E.; CHRISTIAN, J. J. Design of a miniature radio transmitter for use in animal studies. **Journal of Wildlife Management**, 23: 107-110. 1959.

LEUCHTENBERGER, C.; OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R.; MAGNUSSON, W.; MOURÃO, G. Space use by giant otter groups in the Brazilian Pantanal. **Journal of Mammalogy**, 94(2): 320-330. 2013.

LITVAITIS, J. A.; SHERBURNE, J. A.; BISSONETTE, J. A. Bobcat habitat use and home range size in relation to prey density. **Journal of Wildlife Management**, 50:110–117. 1986.

LOPEZ, R. R.; HARVESON, P. M.; PETERSON, M. N.; SILVY, N. J.; FRANK, P. A. From the field: changes in ranges of Florida Key deer — Does population density matter? **Wildlife Society Bulletin**, 33: 343–348. 2005.

LUDLOW, M.E.; SUNQUIST, M.E. Ecology and behavior of ocelots in Venezuela. **National Geographic Research**, 3: 447-461. 1987.

LUDWIG, G.; AGUIAR, L. M.; ROCHA, V. J. Uma Avaliação da Dieta, da Área de Vida e das Estimativas Populacionais de *Cebus nigratus* (Goldfuss, 1809) em um Fragmento Florestal no Norte do Estado do Paraná. **Neotropical Primates**, 13(3): 12-18. 2005.

MACARTHUR, R. H.; PIANKA, E. On optimal use of a patchy environment. **The American Naturalist**, 100: 603–609. 1996.

MAFFEI, L.; PAREDES, R.; SEGUNDO, A.; NOSS, A. Home range and activity of two sympatric fox species in the Bolivian Dry Chaco. **Canid news**, 10(4): 1-7. 2007.

MAFFEI, L.; NOSS, A. J. How small is too small? Camera trap survey areas and density estimates for ocelots in the Bolivian Chaco. **Biotropica**, 40:71-75. 2008.

MAFFEI, L.; TABER, A. B. Área de acción, actividad y uso de habitat del zorro de patas negras, *Cerdocyon thous*, en un bosque seco. **Mastozoología Neotropical**, 10(1): 154-160. 2003.

MAHER, C. R.; BURGER, J. R. Intraspecific variation in space use, group size, and mating systems of caviomorph rodents. **Journal of Mammalogy**, 92(1): 54-64. 2011.

MALCOLM, J.R. Biomass and diversity of small mammals in forest fragments, p.207-221. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JR., R. O. (Eds.), **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. Chicago, The University of Chicago Press, 632p. 1997.

MANFREDI, C.; SOLER, L.; LUCHERINI, M.; CASANAVE, E. B. Home range and habitat use by Geoffroy's cat (*Oncifelis geoffroyi*) in a wet grassland in Argentina. **Journal of Zoology**, 268: 381–387. 2006.

MANFREDI, C.; LUCHERINI, M.; SOLER, L.; BAGLIONI, J.; VIDAL, E. L.; CASANAVE, E. B. Activity and movement patterns of Geoffroy's cat in the grasslands of Argentina. **Mammalian Biology**, 76: 313–319. 2011.

MARES, R.; MORENO, R. S.; KAYS, R. W.; WIKELSKI, M. Predispersal home range shift of an ocelot *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) on Barro Colorado Island, Panama. **Revista de Biología Tropical**, 56 (2): 779-787. 2008.

MASSEI, G.; GENOV, P. V.; STAINES, B. W.; GORMAN, M. L. Factors influencing home range and activity of wild boar (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal area. **Journal of Zoology (London)**, 242: 411–423. 1997.

MATE, B. R.; BEST, P. B.; LAGERQUIST, B. A.; WINSO, M. H. Coastal, offshore, and migratory movements of South African right whales revealed by satellite telemetry. **Marine Mammal Science**, 27 (3): 455-476. 2011.

MAZA, B. G.; FRENCH, N. R.; ASCHWANDEN, A. P. Home range dynamics in a population of heteromyd rodents. **Journal of Mammalogy**, 54: 405-425. 1973.

MCNAB, B. K. Bioenergetics and the determination of home-range size. **American Naturalist**, 97: 133-140. 1963.

MEDRI, I.; MOURÃO, G. Home range of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal wetland, Brazil. **Journal of Zoology (London)**, 266: 365-375. 2005.

MELO, G. L.; SPONCHIADO, J.; MACHADO, A. F.; CÁCERES, N. C. Small-mammal community structure in a South American deciduous Atlantic Forest. **Community Ecology**, 12: 58-66. 2011.

MENDEL, S. V.; VIEIRA, M. V. Movement distances and density estimation on small mammals using the spool-and-line technique. **Acta Theriologica**, 48: 289-300. 2003.

MERGEY, M.; HELDER, R.; ROEDER, J. Effect of forest fragmentation on space-use patterns in the European pine marten (*Martes martes*). **Journal of Mammalogy**, 92(2): 328–335. 2011.

MICHALSKI, F.; CRAWSHAW, P. G.; OLIVEIRA, T. G.; FÁBIAN, M. E. Notes on home range and habitat use of three small carnivore species in a disturbed vegetation mosaic of southeastern Brazil. **Mammalia**, 2006: 52–57. 2006.

MICHALSKI, F.; PERES, C. A. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. **Biological Conservation**, 124: 383–396. 2005.

MICHALSKI, F.; PERES, C. A. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in amazonian forest fragments. **Conservation Biology**, 21(6): 1626-1640. 2007.

MILES, M. A. A simple method of tracking mammals and locating triatomine vectors of *Trypanosoma cruzi* in Amazonian Forest. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, 25: 671-675. 1976.

MONTEIRO-FILHO, E. L. A. **Biologia reprodutiva e espaço domiciliar de *Didelphis albiventris* em uma área perturbada na região de Campinas, Estado**

de São Paulo (Mammalia: Marsupialia). 89p. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 1987.

MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; GRAIPEL, M. E. **Captura e Marcação.** p: 17-27. *In:* Os marsupiais do Brasil. Biologia, ecologia e evolução. CÁCERES, N. C.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. (eds.). Campo Grande. Editora UFMS. 364p. 2006.

MORA, J. M.; MÉNDEZ, V. V.; GÓMEZ, L. D. White-nosed coati *Nasua narica* (Carnivora: Procyonidae) as a potential pollinator of *Ochroma pyramidale* (Bombacaceae). **Revista de Biologia Tropical**, 47 (4): 719-721. 1999.

MORRIS, G.; CONNER, L. M.; OLI, M. K. Effects of mammalian predator exclusion and supplemental feeding on space use by hispid cotton rats. **Journal of Mammalogy**, 92(3): 583–589. 2011.

MYSTERUD, A.; PÉREZ-BARBERÍA, F. J.; GORDON, I. J. The effect of season, sex and feeding style on home range area versus body mass scaling in temperate ruminants. **Oecologia**, 127:30–39. 2000.

NAKANO-OLIVEIRA, E. N. C. **Ecologia alimentar e área de vida de carnívoros da Floresta Nacional de Ipanema, Iperó, SP (Carnivora: Mammalia).** 97p. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2002.

NAKANO-OLIVEIRA, E. N. C.; FUSCO, R.; SANTOS, E. A. V.; MONTEIRO-FILHO, E. R. A. New information about the behavior of *Lontra longicaudis* (Carnivora: Mustelidae) by radio-telemetry. **IUCN Otter Specialist Group Bulletin**, 21(1): 31 - 35. 2004.

NAKANO-OLIVEIRA, E. N. C. **Ecologia e conservação de mamíferos carnívoros de Mata Atlântica na região do Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia, Estado de São Paulo.** 217p. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2006.

NAKASHIMA, T.; NAKABAYASHI, M.; SUKOR, J. A. Space use, habitat selection, and day-beds of the common palm civet (*Paradoxurus hermaphroditus*) in human-modified habitats in Sabah, Borneo. **Journal of Mammalogy**, 94(5): 1-10. 2013.

NELSON, J. Determinants of male spacing behaviour in microtines: an experimental manipulation of female spatial distribution and density. **Behavior Ecological Sociobiology**, 37: 217-223. 1995.

OLIVEIRA, G. P. 2012. **Ecologia da jaguatirica, *Leopardus pardalis* (linnaeus, 1758), na caatinga do Piauí.** 67p. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.

OLIVEIRA, P. A.; LIMA, R. B. S.; CHIARELLO, A. G. Home range, movements and diurnal roosts of the endangered thin-spined porcupine, *Chaetomys subspinosus* (Rodentia: Erethizontidae), in the Brazilian Atlantic Forest. **Mammalian Biology**, 77: 97–107. 2012.

OLIVEIRA, L. V.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Individual identification and habitat use of the estuarine dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in Cananéia, south-eastern Brazil, using video images. **Journal of the Marine Biological Association of the UK**, 88: 1199-1205. 2008.

PAGLIA, A. P.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L. M. S.; CHIARELLO, A. G.; LEITE, Y. L. R.; COSTA, L. P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M. C. M.; MENDES, S. L.; TAVARES, V. C.; MITTERMEIER, R. A.; PATTON J. L. **Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals**. 2ª Edição / 2nd Edition. Occasional Papers in Conservation Biology, No. 6. Conservation International, Arlington, VA. 76pp. 2012.

PALOMARES, F. Site fidelity and effects of body-mass on home range size of egyptian mongooses. **Canadian Journal of Zoology**, 72: 465–469. 1994.

PASCH, B.; KOPROWSKI, J. L. Sex differences in space use of chiricahua fox squirrels. **Journal of Mammalogy**, 87(2):380–386. 2006.

PASSAMANI, M. Use of space and activity pattern of *Sphiggurus villosus* (F. Cuvier, 1823) from Brazil (Rodentia: Erethizontidae). **Mammalian Biology**, 75: 455–458. 2009.

PASSAMANI, M.; RYLANDS, A. B. Home range of a Geoffroy's marmoset group, *Callithrix geoffroyi* (Primates, Callithrichidae) in South-eastern Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, 60(2): 1-10. 2000.

PAVEDA, K.; SANCHEZ-PALOMINO, P. Habitat use by the white-footed tamarin, *Saguinus leucopus*: a comparison between a forest-dwelling group and an urban group in mariquita, Colômbia. **Neotropical Primates**, 12(1): 6-9. 2004.

PEDÓ, E.; TOMAZZONI, A. C.; HARTZ, S. M.; CHRISTOFF, A. U. 2006. Diet of crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Linnaeus) (Carnivora, Canidae), in a suburban area of southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23 (3): 637-641. 2006.

PENTEADO, M. J. F. **Área de vida, Padrões de deslocamento e seleção de habitats por puma (*Puma concolor*) e jaguatiricas (*Leopardus pardalis*), em paisagens fragmentadas no estado de São Paulo**. 134p. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2012.

PERES, C. A. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian Forest vertebrates. **Conservation Biology**, 5(6): 1490-1505. 2001.

PIANKA, E. R. **Evolutionary Ecology**. Seventh Edition - eBook. 577p. 2011.

PIRES, A. S.; LIRA, P. K.; FERNANDEZ, F. A. S.; SCHITTINI, G. M.; OLIVEIRA, L. C. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, 108: 229-237. 2002.

PODGÓRSKI, T.; BAS, G.; JEDRZEJEWSKA, G.; SONNICHSEN, L.; SNIEZKO, S.; JEDRZEJEWSKI, W.; OKARMA, K. Spatiotemporal behavioral plasticity of wild boar (*Sus scrofa*) under contrasting conditions of human pressure: primeval forest and metropolitan area. **Journal of Mammalogy**, 94(1): 109–119. 2013.

POWELL, R. A.; MITCHELL, M. S. What is home range? **Journal of Mammalogy**, 93(4): 948-958. 2012.

PRANGE, S.; GEHRTS, D.; WIGGERS, E. P. Influences of anthropogenic resources on raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution. **Journal of Mammalogy**, 85(3): 483–490. 2004.

PREVEDELLO, J. A.; MENDONÇA, A. F.; VIEIRA, M. V. Uso do espaço por pequenos mamíferos: uma análise dos estudos realizados no Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, 12(4): 610-625. 2008.

QUINN, A. C. D.; WILLIAMS, D. M.; PORTER, W. F. Landscape structure influences space use by white-tailed deer. **Journal of Mammalogy**, 94(2): 398–407. 2013.

RADER, R.; KROCKENBERGER, A. Does resource availability govern vertical stratification of small mammals in an australian lowland tropical rainforest? **Wildlife Research**, 33(7): 571-576. 2006.

RAMALHO, E. E.; MAGNUSSON, W. E. Uso do hábitat por onça-pintada (*Panthera onca*) no entorno de lagos de várzea, Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, AM, Brasil. **Uakari**, 4(2): 33-39. 2008.

RELYEA, R. A.; LAWRENCE, R. K.; DEMARAIS, S. Home range of desert mule deer: testing the body-size and habitat-productivity hypotheses. **Journal of Wildlife Management**, 64(1): 146-153. 2000.

REYNA-HURTADO, R.; ROJAS-FLORES, E.; TANNER, G. W. Home Range and Habitat Preferences of White-Lipped Peccaries (*Tayassu pecari*) in Calakmul, Campeche, Mexico. **Journal of Mammalogy**, 90(5): 1199-1209. 2009.

ROBERGE, J.; ANGELSTAM, P. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation toll. **Conservation Biology**, 18(1): 76-85. 2004.

ROCHA, F. L. **Áreas de uso e seleção de habitats de três espécies de carnívoros de médio porte na Fazenda Nhumirim e arredores, Pantanal da Nhecolândia, MS**. 93p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 2006.

RODGERS, A. R.; REMPEL, R. S.; ABRAHAM, K. F. A GPS-based telemetry system. **Wildlife society Bulletin**, 24: 559-566. 1996.

RODGERS, A. R.; REMPEL, R. S.; MOEN, R.; PACZKOWSKI, J.; SCHWARTZ, C.; LAWNSON, E. J.; GLUCK, M. J. GPS collars for moose telemetry studies: a workshop. **Alces**, 33: 203-209. 1997.

RODGERS, A. R. **Recent Telemetry Technology**. Pp. 82-125. *In*: MILLSPAUGH, J. J.; MARZLUFF, J. M. (eds). Radio Tracking and Animal Populations. Academic Press. 474p. 2001.

RODRIGUES, F. H. G.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Home range and activity patterns of pampas deer in Emas National Park, Brazil. **Journal of Mammalogy**, 81(4): 1136–1142. 2000.

ROSA, A. L. M. **Efeito da temperatura ambiental sobre a atividade, uso de habitat e temperatura corporal do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) na fazenda Nhumirim, Pantanal**. 32p. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Mato grosso do Sul, Campo Grande. 2007.

ROSS, S.; MUNKHTSOG, B.; HARRIS, S. Determinants of mesocarnivore range use: relative effects of prey and habitat properties on Pallas's cat home-range size. **Journal of Mammalogy**, 93(5): 1292–1300. 2012.

RYSER, J. The mating system and mal mating success of the Virginia opossum (*Didelphis virginiana*) in Florida. **Journal of Zoology**, 228: 127-139. 1992.

SALVATORI, A.; VAGLIO-LAURIN, G.; MESERVE, P. L.; BOITANI, L.; CAMPANELLA, A. Spatial organization, Activity, and social interactions of culpeo foxes (*Pseudalopex culpaeus*) in North-Central Chile. **Journal of Mammalogy**, 80(3): 980-985. 1999.

SANCHES, V. Q. A.; GOMES, M. M. A.; PASSOS, F. C.; GRACIOLLI, G.; RIBAS, A. C. A. Home-range and space use by *Didelphis albiventris* (Lund 1840) (Marsupialia, Didelphidae) in Mutum Island, Paraná river, Brazil. **Biota Neotropica**, 12(4): 1-6. 2012.

SANDERSON, J.; SUNQUIST, M. E.; IRIARTE, A. W. Natural history and landscape-use of guignas (*Oncifelis guigna*) on Isla Grande de Chiloé, Chile. **Journal of Mammalogy**, 83(2):608-613. 2002.

SANTOS, JR., T. S. **Mamíferos do Cerrado de Mato Grosso, com ênfase no uso do espaço por *Cerdocyon thous* (Carnivora, Canidae) e *Mazama gouazoubira* (Artiodactyla, Cervidae)**. 86p. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2013.

SCHOENER, T. W. Resource partitioning in ecological communities. **Science**, 185 (1): 27-39. 1974.

SCHULZE, B. **Estimativa populacional e área de vida do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil**. 118p. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2012.

SCOGNAMILLO, D.; MAXIT, I. E.; SUNQUIST, M.; POLISAR, J. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. **Journal of Zoology (London)**, 259: 269–279. 2003.

SEOANE, C. E. S.; DIAZ, V. S.; SANTOS, T. L.; FROUFE, L. C. M. Corredores ecológicos como ferramentas para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, 30(63): 207-216. 2010.

SILVA, K. F. M.; HENRIQUES, R. P. B. Ecologia de população e área de vida do Tatu-Mirim (*Dasypus septemcinctus*) em um Cerrado no Brasil Central. **Edentata**, 8: 48-53. 2009.

SILVIUS, K.; FRAGOSO, J. V. Red-rumped agouti (*Dasyprocta leporina*) home range in Amazonian forest: Implications for the aggregated distribution of forest trees. **Biotropica**, 35: 74-83. 2003.

SIZER, N. C.; TANNER, E. V. J.; KOSSMAN FERRAZ, I. D. Edge effects on litterfall mass and nutrient concentrations in forest fragments in central Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, 16: 853–863. 2000.

SOINI, P. Ecology of the Saddle-Back Tamarin *Saguinus fuscicollis illigeri* on the Río Pacaya, Northeastern Peru. **Folia Primatologica**, 49:11-32. 1987.

SPEHAR, S. N.; LINK, A.; DI FIORE, A. Male and female range use in a group of white-bellied spider monkeys (*Ateles belzebuth*) in Yasuní National Park, Ecuador. **American Journal of Primatologists**, 72(2): 129-141. 2010.

STOLZ, J. S. B. **Dinâmica populacional e relações espaciais do tuco-tuco-das-dunas *Ctenomys flamarioni* - (Rodentia - Ctenomyidae) na Estação Ecológica do Taim - RS/Brasil.** 71 p. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2006.

SUNQUIST, M. E.; AUSTAD, N.; SUNQUIST, F. Movement patterns and home range in the common opossum (*Didelphis marsupialis*). **Journal of Mammalogy**, 68: 173-176. 1987.

SWIHART, R. K.; SLADE, N. A.; BERGSTROM, B. G. Relating body size to the rate of home range use in mammals. **Ecology**, 69(2): 393-399. 1988.

SWIHART, R. K.; GEHRING, T. M.; KOLOZSVARY, M. B.; NUPP, T. E. Responses of 'resistant' vertebrates to habitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. **Diversity and Distributions**, 9: 1-18. 2003.

TERBORGH, J. The role of felid predators in Neotropical forests. **Vida Silvestre Neotropical**, 2 (2): 3-5. 1990.

THOYSI, B.; BAYART, O. L. F.; CONTAMIN, H. Behavior of squirrel monkeys (*Saimiri sciureus*) - 16 years on an island in French Guiana. **Neotropical Primates**, 10(2): 73-76. 2002.

TILMAN, D.; KAREIVA, P. **Spatial ecology: The role of space in population dynamics and interspecific interactions.** Princeton University Press. 369p. 1997.

TOBLER, M. W.; CARRILLO-PERCASTEGUI, S. E.; HARTLEY, A. Z.; POWELL, G. V. N.. High jaguar densities and large population sizes in the core habitat of the southwestern Amazon. **Biological Conservation**, 159: 375-381. 2013.

TOCHER, M. D.; GASCON, C.; ZIMMERMAN, B. L. **Fragmentation effects on a central Amazonian frog community: a ten-year study**, p.124-137. *In*: LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD JR, R. O. (eds). Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. Chicago, The University of Chicago Press, 632p. 1997.

TRAVIS, J. M. J.; DYTHAM, C. Habitat persistence, habitat availability and the evolution of dispersal. **Proceedings: Biological Sciences**, 266(1420): 723-728. 1999.

TROVATI, R. G.; BRITO, B. A.; DUARTE, J. M. B. Área de uso e utilização de hábitat de cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous* Linnaeus, 1766) no cerrado da região central do Tocantins, Brasil. **Mastozoología Neotropical**, 14(1): 61-68. 2007.

TROVATI, R. G.; BRITO, B. A.; DUARTE, J. M. B. Habitat use and home range of brown-nosed coati, *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) in the Brazilian Cerrado biome. **Revista Biologia Tropical**, 58(3): 1069-1077. 2010.

TUFTO, J.; ANDERSEN, R.; LINNELL, J. Habitat use and ecological correlates of home range size in a small cervid: the roe deer. **Journal of Animal Ecology**, 65: 715–724. 1996.

TUMENTA, P. N.; ZELFDE, M.; CROES, B. M.; BUIJ, R.; FUNSTON, P. J.; HAES, H. A.; DE LONGH, H. H. Changes in lion (*Panthera leo*) home range size in Waza National Park, Cameroon. **Mammalian Biology**, 78(6): 461-469. 2013.

VALENZUELA, D.; CEBALLOS, G. Habitat selection, home range, and activity of the White-nosed coati (*Nasua narica*) in a mexican tropical dry forest. **Journal of Mammalogy**, 81(3): 810–819. 2000.

VAUGHAN, C.; SHOENFELDER, S. Dry season activity, movement, habitat and den utilization of nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*) in neotropical dry forest, Costa Rica. **Revista Biologia Tropical**, 47(4): 1117-1119. 1999.

VEIGA, L. M. **Ecologia e comportamento do cuxiú preto (*Chiropotes satanas*) na paisagem fragmentada da Amazônia Oriental**. 207 p. Tese de doutorado, Universidade Federal do Pará, Belém. 2006.

VIANA, V.; PINHEIRO, P. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, 12(32): 25-42. 1998.

VIÉ, J.; RICHARD-RANSEN, C.; FOURNIER-CHAMBRILLON, A. Abundance, Use of Space, and Activity Patterns of White-Faced Sakis (*Pithecia pithecia*) in French Guiana. **American Journal of Primatology**, 55: 203–221. 2001.

VIEIRA, M.V.; CUNHA, A. A. Scaling body mass and use of space in three species of marsupials in the Atlantic Forest of Brazil. **Austral Ecology**, 33(7):872-879. 2008.

VIEIRA, E. M.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 19: 501-507. 2003.

WECKEL, M.; GIULIANO, W.; SILVER, S. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. **Journal of Zoology**, 270: 25-30. 2006.

WICKLER, W. & SEIBT, U. **Monogamy: an ambiguous concept**. Pp. 33:50. In: BATESON, P. (ed.) Mate choice. Cambridge University Press. 1983

WITTENBERGER, J. F.; TILSON, R. L. The evolution of monogamy: Hypotheses and evidence. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 11: 197-232. 1980.

WRIGHT, P. C. Home range, activity pattern, and agonistic encounters of a group of night monkeys (*Aotus trivirgatus*) in Peru. **Folia Primatologica**, 29: 43–55. 1978.

WRIGHT, J. D.; BURT, M. S.; JACKSON, V. L. Influences of an Urban Environment on Home Range and Body Mass of Virginia Opossums (*Didelphis virginiana*). **Northeastern Naturalist**, 19 (1): 77-86. 2012.

ZANETTE, L.; DOYLE, P.; TRÉMONT, S. M. Food shortage in small fragments: evidence from an area-sensitive passerine. **Ecology**, 81 (6): 1654-1666. 2000.

ZHANG, M.; LIU, Z.; TENG, L. Seasonal habitat selection of the red deer (*Cervus elaphus alxaicus*) in the Helan Mountains, China. **Zoologia**, 30(1): 24-34. 2013.

3. CAPÍTULO 2 - USO DO ESPAÇO POR *DIDELPHIS ALBIVENTRIS* EM UMA PAISAGEM DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL

3.1 INTRODUÇÃO

O gambá-de-orelha-branca, *Didelphis albiventris* (Lund, 1840) (Mammalia, Didelphidae), é um marsupial onívoro de porte médio, com peso variando entre 500 e 2.750 gramas, de hábito crepuscular e noturno, que apresenta como característica a presença de três listras pretas na face, duas sobre os olhos e uma na fronte, a qual segue até a nuca (Santos e Santori, 2009). Apresenta ampla distribuição na América do Sul, ocorrendo do Norte do Brasil até Paraguai, Uruguai e Argentina (Cerqueira, 1985; Monteiro-Filho, 1987). A espécie é classificada pela IUCN na categoria “Baixo risco” de extinção (Costa *et al.*, 2008) e é encontrada com frequência em fragmentos florestais (Fernandez e Pires, 2006; Santos e Santori, 2009), já tendo sido observado em remanescentes de tamanho bastante reduzido (Cáceres e Monteiro-Filho, 1999).

Apesar de *Didelphis* ser considerado primariamente noturno e crepuscular (Sunkuist *et al.*, 1987; Vaughan e Hawkins, 1999), alguns autores já apontaram a presença de atividade diurna para o gênero. Fitch e Shirer (1970), verificaram que indivíduos de *D. virginiana* deslocavam-se com maior frequência durante a noite, sendo verificado, contudo, eventos de deslocamento durante o dia, o que de acordo com os autores seria decorrente do aquecimento repentino logo após um período de frio intenso. Allen e colaboradores (1985), estudando a mesma espécie, também observaram uma maior taxa de deslocamento no período da noite com a presença de deslocamentos diurnos, sugerindo que este era possivelmente um deslocamento errático em busca de alimento.

De uma maneira geral os marsupiais respondem de diferentes formas à fragmentação ambiental e neste sentido, aqueles que utilizam estrato vertical arbóreo, que apresentam baixa habilidade para cruzar áreas abertas e baixa tolerância à borda, são mais vulneráveis à fragmentação (Fernandez e Pires, 2006). Os gambás (*Didelphis*), que são aparentemente tolerantes à fragmentação ambiental (Offerman *et al.*, 1995; Pardini *et al.*, 2005; Fernandez e Pires, 2006), utilizam principalmente o estrato terrestre e apresentam alta habilidade para cruzar áreas abertas (Monteiro-Filho, 1987; Fernandez e Pires, 2006), podendo percorrer

distâncias de até três quilômetros por noite (Sunquist *et al.*, 1987). Além disso, segundo Fernandez e Pires (2006), apresentam uma tolerância média à borda, quando comparados com outros marsupiais como os *Micoureus* (bastante tolerante à borda) e *Gracilinanus* (pouco tolerante à borda). Contudo, apesar da suposta tolerância à fragmentação e dos possíveis benefícios desta tolerância, devido à redução de predadores sugerida por Fonseca e Robinson (1990), a utilização da matriz pelo gênero foi pouco avaliada.

Estudos sobre o uso do espaço por *Didelphis*, em especial *D. albiventris*, são escassos (Cajal, 1981; Monteiro-Filho, 1987; Aléssio, 2004, Almeida *et al.*, 2008; Sanches *et al.*, 2012), sendo a maioria deles realizada em áreas sob o domínio da Mata Atlântica. Através do método de captura marcação e recaptura (CMR), Cajal (1981) estimou a área de vida de seis indivíduos desta espécie em uma área amostral de dois hectares no Norte Argentino, as quais variaram entre 0,05 e 1,2 ha. Monteiro-Filho (1987), com o emprego da mesma técnica, verificou que fêmeas desta espécie apresentavam aproximadamente 5 ha de área de vida, uma vez que utilizavam em sua totalidade um fragmento de mesmo tamanho, localizado no município de Campinas (SP). Aléssio (2004) avaliou dois machos adultos do gambá-de-orelha-branca através da telemetria por VHF e verificou os valores de 6,4 e 10,7 ha para suas áreas de vida no Parque Estadual Dois Irmãos (PE). Em um remanescente de 10 ha inserido em uma área urbana de Belo Horizonte (MG) e empregando o método do carretel, Almeida *et al.* (2008) verificaram para a espécie área de vida diária média de 0,08 ha, variando entre 0,01 e 0,38 ha. Sanches e colaboradores (2012) detectaram valores semelhantes, com área de vida média 2,33 ha, variando entre 0,6 e 7 ha, a partir do estudo de nove indivíduos na Ilha Mutum (PR), através da CMR.

Cáceres e Monteiro-Filho (2001) verificaram valores de área de vida variando entre 0,2 e 3 ha para *Didelphis aurita* em um fragmento urbano de Mata Atlântica de 5 ha no Estado do Paraná, utilizando a técnica de CMR. Em um segundo estudo, em uma área com as mesmas características e utilizando o mesmo método foram verificados valores entre 0,6 e 2,7 hectares (Cáceres, 2003). Já Leal (2013), através da telemetria, estimou áreas de vida entre 5 e 45 ha em uma área de seis fragmentos de Mata Atlântica com tamanho variando entre 1 e 12 ha, inseridos em

matriz agropastoril. Com auxílio da mesma técnica e na mesma área, Cerboncini (2011) detectou valores entre 1,5 e 9,5 ha.

Avaliando *Didelphis marsupialis* através da rádio-telemetria, Sunquist e colaboradores (1987) verificaram alguns valores de área de vida bastante elevados, com média de 54,8 ha e variação entre 5,3 e 165 ha, em uma fazenda de gados na Floresta Equatorial da Venezuela. Para a mesma espécie, no mesmo tipo de floresta e utilizando a mesma técnica, Vaughan e Hawkins (1999) detectaram valores de área de vida entre 3,1 e 5,6 ha em uma área de agricultura de 25 ha na Costa Rica. A telemetria, como ferramenta para analisar o uso vertical do espaço para *D. marsupialis*, foi utilizada por Charles-Dominique *et al.* (1981) que seguiram e observaram três indivíduos na Ilha Caiena, Guiana Francesa, detectando a utilização primária do solo, sem contudo estimarem a área de vida.

O primeiro estudo a utilizar a telemetria como método para a coleta de dados de uso do espaço por gambás foi o de Fitch e Shirer (1970), que ao estudarem *Didelphis virginiana* estimaram uma área de vida média de 120 ha para a espécie em uma reserva de floresta temperada na Universidade do Kansas. Tal estimativa foi realizada através do cálculo da área de um círculo cujo raio foi o maior deslocamento verificado a partir de um abrigo. Para esta espécie a área de vida estimada em outra floresta temperada, na Georgia, Estados Unidos, mostrou valores entre 7,2 e 94,4 ha (Allen *et al.*, 1985). Um resultado semelhante foi verificado por Wright e colaboradores (2012), em áreas urbanas e rurais de Kirksville (as quais incluíam fragmentos de floresta temperada), Estados Unidos, com valores entre 2,8 e 90,1 ha, sendo que nos dois últimos estudos foi aplicada a técnica de telemetria. Exceto pelo estudo de Fitch e Shirer (1970), os valores de área de vida apresentados foram calculados através do MPC (mínimo polígono convexo) com 100% das observações, método descrito abaixo.

Assim, mesmo considerando os numerosos estudos sobre a ecologia populacional de *D. albiventris*, pesquisas recentes sobre a utilização do espaço têm sido escassas (Almeida *et al.*, 2008; Oliveira *et al.*, 2010). Além disso, investigações empregando a telemetria são raras, com total ausência de informações para áreas fragmentadas inseridas em cultivos. Desta forma, a proposta deste estudo é caracterizar o uso do espaço por *D. albiventris*, avaliando se a espécie é capaz de utilizar diferentes remanescentes florestais em áreas de agricultura, além da própria

matriz, através da rádio-telemetria. Além disso, serão avaliadas as seguintes hipóteses com relação ao uso do espaço: 1) Os gambás-de-orelha-branca têm maior atividade nos períodos de menor luminosidade; 2) *D. albiventris* apresenta maior grau de seleção para ambientes florestados, apesar de fazer uso da matriz agrícola; 3) Os gambás-de-orelha-branca utilizam os habitats com pouca cobertura vegetal principalmente nos períodos de menor luminosidade; 4) *D. albiventris* utiliza o cultivo com maior frequência quando o mesmo apresenta maior altura, proporcionando mais proteção e maior disponibilidade de alimentos.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

A área de estudo está descrita na apresentação da tese.

3.2.2 Captura

O presente projeto obteve autorização de número 33812-1 do Ministério do Meio Ambiente para captura dos indivíduos. As expedições para captura dos gambás foram realizadas entre fevereiro e novembro de 2013 com a utilização de 30 armadilhas do tipo Tomahawk (0,45 m X 0,16 m X 0,16 m). As armadilhas foram iscadas com uma combinação de pedaços de banana, sardinha e bacon e instaladas em duas transecções de oito quilômetros, cada uma. Além disso, um líquido preparado com caldo de galinha foi espalhado ao redor das armadilhas, com o intuito de aumentar a atração dos animais. Cada transecção possuía cinco estações de coleta e cada estação recebia três armadilhas, sendo armadas por 12 dias por mês, durante 10 meses e revisadas a cada 24 horas. A transecção 1 contou com cinco estações de coleta (15 armadilhas) ao longo do Rio Açu, sendo duas na RPPN Fazenda Açu (ver lado esquerdo da Figura 2.1). A transecção 2 contou com cinco estações de coleta (15 armadilhas) em fragmentos florestais, sendo duas na RPPN Fazenda Açu (ver lado direito da Figura 2.1).

O critério para seleção do local de instalação das armadilhas foi a maior distância possível de áreas utilizadas por humanos, a proximidade de vestígios

como pegadas ou fezes e a presença de animais com base no registro de câmeras *trap*, as quais foram dispostas na área em um estudo piloto, a fim de determinar o local com maior probabilidade de capturas. Ademais, o local selecionado para instalação das armadilhas foi cevado previamente com as mesmas iscas e as gaiolas foram mantidas abertas e desarmadas, visando à familiarização dos animais com o objeto inserido em seu ambiente.



Figura 2.1. Carta imagem criada a partir de imagem de satélite da área de estudo, obtida em 30 de outubro de 2013 através do Google Earth. As estrelas representam as 10 estações de coleta.

O procedimento pós-captura foi sempre realizado com assistência de um médico veterinário do Hospital Veterinário da Universidade Federal do Paraná, Setor Palotina. Os animais capturados foram avaliados clínica e fisicamente, medidos, pesados, fotografados e marcados com brincos numerados (*ear tags*). A contenção para os procedimentos foi física sempre que possível, contudo, a contenção química

foi realizada através dos fármacos Cetamina S + (dose 5mg/Kg), Midazolam (dose 0,5mg/Kg) e Morfina (dose 0,2mg/Kg), todos administrados via intramuscular, para dois indivíduos, visto que a contenção física dos mesmos não foi suficiente para instalar o equipamento com segurança para a equipe e para os gambás. A classe etária de cada animal foi estimada com base no número, desgaste e coloração dos dentes (*cf.* Schweigmann *et al.*, 1999; Santos Júnior, 2007). Em seguida, um rádio collar, modelo ATS M1940B, pesando 44 gramas foi fixado nos indivíduos adultos com peso superior a 1,5 kg e após a completa recuperação, o animal foi liberado no mesmo local da captura. Os indivíduos foram catalogados com o prefixo DA seguidos de um número.

3.2.3 Monitoramento

O monitoramento dos gambás equipados com rádios transmissores foi realizado sem base fixa, através de rádio receptor (ATS R410), bússola de precisão de um grau (Engineer), receptor GPS (Garmin, etrex Legend HCx) e uma antena Yagi três elementos, com as localizações determinadas pelo método da triangulação (*cf.* White and Garrot, 1990).

Para possibilitar a análise da área de vida total e seleção do hábitat, os gambás foram monitorados em períodos diurnos e noturnos, a fim de verificar diferentes períodos de atividades, com pelo menos 24 horas de intervalo entre as capturas, assegurando assim a independência das observações (Swihart & Slade, 1985; Rocha, 2006). Todavia, para permitir a análise de fatores como mobilidade e área de vida diárias, foram realizadas 10 expedições onde nove localizações eram tomadas em um período de 24 horas, sendo realizada uma localização a cada três horas, retornando nove encontros e oito intervalos de deslocamento.

A acurácia das localizações foi determinada através de pré-testes onde foram realizadas buscas por rádios transmissores escondidos por um colaborador, os quais tinham a localização determinada por um receptor GPS, possibilitando assim a comparação da localização real e da estimada através da triangulação (Zimmerman e Powel, 1995; Rocha, 2006).

De acordo com o sugerido por White e Garrot (1990), buscou-se a diferença angular entre as localizações próximas a 90 graus, sendo aceitável uma diferença

entre 30 e 150 graus, as quais foram tomadas em um intervalo máximo de sete minutos entre localizações. Para a determinação de cada localização, três pontos diferentes foram utilizados, nos quais os sinais emitidos pelo rádio-colar do indivíduo eram recebidos.

3.2.4 Análise dos dados

Cada localização foi determinada após calibração de leitura levando em conta a declinação magnética, ou seja, a conversão do azimuth magnético (obtido com a bússola) para o geográfico, com auxílio do "National Geophysical Data Center" (<http://www.ngdc.noaa.gov/geomag-web/>) e o desvio padrão entre o azimuth observado e o esperado a partir de 30 triangulações.

Para determinar a área de vida e a área de vida diária dos indivíduos foi aplicado o método do Mínimo Polígono Convexo (MPC) (Mohr, 1947), que consiste na ligação dos pontos externos referentes às localizações de um indivíduo de modo a formar um polígono sem lados côncavos. A utilização deste método permite a comparação com demais estudos, uma vez que o mesmo é o mais frequentemente aplicado (p. ex. Monteiro-Filho, 1987; Almeida *et al.*, 2008; Sanches *et al.*, 2012). O método do Kernel Fixo (KF) com 95% e 50% das localizações, também foi utilizado, sendo considerado o mais adequado por diversos autores (Worton, 1995; Seaman & Powell, 1996; Powell, 2000). Além de permitir a detecção de múltiplos centros onde se concentra a atividade dos animais (Worton 1989, Kenward, *et al.* 2001), este método não apresenta uma correlação positiva obrigatória entre o tamanho da amostra e o tamanho da área de vida (Seaman & Powell, 1996), além de não considerar pontos distantes da área de maior atividade, podendo excluir áreas usadas com pouca frequência (Hemson *et al.*, 2005). As duas análises supracitadas foram realizadas com auxílio do Programa R (R Development Core Team, 2014), pacote *adehabitatHR* (Calenge, 2006), funções "mcp" e "KernelUD".

A partir dos dados de área de vida referentes ao método do MPC, curvas de acumulação de área de vida de acordo com o número de localizações e tempo de monitoramento serão geradas, a fim de verificar o grau de confiabilidade das amostras.

A fim de verificar a relação entre o tamanho da área de vida e o peso do animal, foi realizada uma correlação de Pearson, tanto para área de vida geral como diária. Para investigar a existência de relação entre tamanho de área de vida e sexo foi realizado o teste não paramétrico Mann-Whitney, onde o valor adotado para o p foi $<0,05$.

Além disso, uma compilação de estudos sobre o uso do espaço por *Didelphis* foi realizada na busca de padrões que pudessem influenciar o tamanho de área de vida do gênero, sendo avaliada a relação entre o tamanho médio de área de vida estimada e outros três elementos: número de localizações; latitude; e tamanho das áreas de estudo. Alguns dados estão apresentados na forma de logaritmo com o objetivo de facilitar a leitura e interpretação dos mesmos, uma vez que sua amplitude é bastante elevada.

Os deslocamentos foram determinados através da distância, medida em linha reta, entre duas localizações (Prevedello *et al.*, 2008), o que representa a distância horizontal mínima percorrida. Foi avaliada também a soma de todas as distâncias computadas em uma série de 24 horas, a fim de obter a distância mínima percorrida durante um dia completo. Uma correlação de Pearson foi utilizada na busca de relação entre taxa de deslocamento e os períodos do dia, os quais receberam índices de 1 a 3 de acordo com o seguinte critério: os horários entre 21 e 6 horas foram considerados com pouca luminosidade (índice 1); entre 18 e 21 horas e 6 e 9 horas com média luminosidade (índice 2) e das 9 às 18 horas com muita luminosidade (índice 3). Foi considerado ausência de deslocamento quando o ponto verificado tinha no máximo 20 metros de distância do ponto anterior, devido ao erro intrínseco ao método.

A avaliação de seleção do hábitat foi realizada por meio da comparação da utilização dos habitats em relação às suas disponibilidades, através do índice de Eletividade de Ivlev (1961), traduzido por $E = (U_i - D_i) / (U_i + D_i)$, onde U_i é a proporção de utilização de determinado hábitat e D_i a proporção de sua disponibilidade. Este índice varia de 1 (indicando alta utilização) a -1 (indicando não utilização), sendo que o valor 0 indica ausência de preferência. A análise de seleção de hábitat foi utilizada em duas escalas definidas por Johnson (1980). Na escala de segunda ordem toda a área de estudo foi levada em consideração, enquanto que na escala de terceira ordem foi analisada apenas a área de vida de cada indivíduo. A análise de primeira ordem não pode ser realizada, visto que leva em consideração toda a

distribuição da espécie. Aqui, a maior utilização por determinado hábitat foi considerada quando a proporção de seu uso foi superior a sua disponibilidade, a ausência de seleção quando a proporção utilizada foi semelhante àquela disponível e a menor utilização quando a proporção de seu uso foi inferior a sua disponibilidade. Os habitats disponíveis na área de estudo são: corpos de água (lagos ou rios); áreas de cultivo; fragmentos florestais e matas ciliares. O tamanho de suas áreas foi computado com auxílio do programa Google Planimeter.

Foi realizada ainda, uma correlação de Pearson com o intuito de investigar a existência de relação entre a utilização de diferentes habitats e os períodos do dia, do mesmo modo que realizado para análises de mobilidade. Os habitats foram classificados de 1 a 4 sendo 1 = corpos de água; 2 = cultivo; 3 = mata-ciliar; e 4 = fragmento. Do mesmo modo, a correlação de Pearson foi utilizada para verificar a existência de relação entre a altura do cultivo e frequência de utilização mensal do mesmo, calculada a partir da porcentagem mensal de localizações em cultura. A altura do cultivo foi dividida em cinco classes, a saber: 1 = ausência de cultivo; 2 = soja baixa (altura até 45 cm); 3 = soja alta ou milho baixo (altura entre 45 e 90 cm); 4 = milho médio (altura entre 90 e 120 cm); e 5 = milho alto (altura entre 120 e 240 cm).

Todas as correlações foram realizadas no Programa R (R Development Core Team, 2014), através da função "cor.test".

3.3 RESULTADOS

Durante os testes para verificar a acurácia da estimativa de localização, o desvio padrão entre o azimute magnético observado e o real foi seis graus ($n=30$) e a declinação magnética empregada para correção do Norte magnético em relação ao Norte geográfico foi 16,5 graus. A distância entre a localização estimada e real variou entre 0 e 120 metros, sendo que em 60% das vezes a mesma foi inferior à 20 metros e em 90% das vezes inferior à 100 metros, após as devidas correções.

De janeiro a outubro de 2013, em 120 dias de coleta somando 3.600 armadilhas x dia, foram capturados cinco indivíduos passíveis de receber um rádio colar, sendo dois machos (DA1 e DA2) e três fêmeas (DA3, DA4 e DA5) (Figura 2.2). A fêmea DA5 estava com filhotes no marsúpio. A fêmea DA4 não possuía filhotes no marsúpio no momento em que foi instalado o colar, contudo, foi

recapturada após 48 dias com quatro filhotes em estágio inicial de desenvolvimento. A taxa de captura foi 0,02, com 79 capturas de 37 indivíduos. A Tabela 2.1 mostra a classe etária estimada (de acordo com Schweigmann *et al.*, 1999), sexo e peso de cada indivíduo monitorado. A classe etária V, que é a primeira na fase de transição para a vida adulta, onde já se nota o início da erupção do quarto e último molar, foi reconhecida para o indivíduo DA1, sendo considerado adulto jovem. As classes etárias VI e VII foram reconhecidas nos demais indivíduos. São as últimas classes etárias, sendo que na VI o quarto molar já se encontra totalmente aparente e nota-se leve desgaste dos molares e pré-molares, enquanto que na VII o desgaste é bastante pronunciado.

Entre 3 de maio de 2013 e 24 de agosto de 2014 foram obtidas 190 localizações independentes, obtidas em um intervalo mínimo de 24 horas entre elas, utilizadas para determinar a área de vida geral dos indivíduos e seleção de hábitat. Além disso, 90 localizações e 80 intervalos amostrais foram obtidos em 10 séries de 24 horas para determinar a área de vida e deslocamento diários, totalizando 280 localizações ao longo do estudo (média por indivíduo=56, desvio padrão=21,47). Todavia, a primeira localização de cada série de 24 horas foi também utilizada como uma localização independente, totalizando 200 localizações para determinar área de vida geral e seleção de hábitat e 90 localizações para determinar áreas de vida diárias (Tabela 2.2).

Tabela 2.1. Sexo, classe etária e peso (kg) dos gambás (*Didelphis albiventris*) monitorados na Fazenda Açú (PR).

INDIVÍDUO	SEXO	CLASSE ETÁRIA	PESO (Kg)
DA1	M	V	1,62
DA2	M	VI	2,28
DA3	F	VI	1,6
DA4	F	VII	1,52
DA5	F	VI	1,5

Tabela 2.2. Intervalo e período de monitoramento, número de localizações independentes (incluindo a primeira de cada série de 24 horas), de expedições de 24 horas (cada qual com nove localizações, sendo que a primeira localização de cada série foi computada também como uma localização independente) e de localizações totais dos gambás (*Didelphis albiventris*) monitorados na Fazenda Açu (PR).

INDIVÍDUO	INTERVALO	PERÍODO	LOCALIZAÇÕES INDEPENDENTES	EXPEDIÇÕES DE 24 HORAS	LOCALIZAÇÕES TOTAIS
DA1	03/05/2013 até 03/12/2013	214 dias	45	2	61
DA2	09/06/2013 até 22/01/2014	227 dias	49	2	65
DA3	12/07/2013 até 13/09/2013	63 dias	21	1	29
DA4	14/07/2013 até 09/10/2013	87 dias	25	2	41
DA5	24/11/2013 até 16/07/2014	234 dias	60	3	84
TOTAL =			200	10	280



Figura 2.2. Capturas e instalação de coleiras com transmissores em gambás (*Didelphis albiventris*) em fragmentos da Fazenda Açu (PR). A. Acompanhamento do indivíduo DA1, após receber anestesia. B. Instalação do collar no indivíduo DA1. C. DA1 recapturado sem ferimentos e com o collar íntegro. D. Indivíduo DA2 após receber o collar.

3.3.1 Área de vida

Com base na análise do MPC, as áreas de vida aqui verificadas variaram entre 13,83 e 116,9 ha, com média 42,08 ($\pm 42,93$), sendo que o indivíduo DA1 apresentou a maior área de vida e o DA5 a menor, mesmo com o último indivíduo tendo o maior número de localizações (Figura 2.3, Tabela 2.3).

As áreas de uso estimadas pelos métodos do MPC e KF (95%, 50%) variaram bastante para a maioria dos indivíduos, como mostra a Tabela 2.3. As Figuras 2.4 a 2.8 ilustram as áreas de vida estimadas pelo MPC e KF sobrepostas para cada um dos indivíduos, sendo que a imagem gerada através do KF indica diferentes intensidades de uso dentro da área de vida individual, variando de branco (alta utilização - KF50%) ao laranja (baixa utilização - KF 95%). É possível notar que as áreas utilizadas com maior intensidade (KF 50%) correspondem ao interior ou bordas de fragmentos e matas-ciliares.

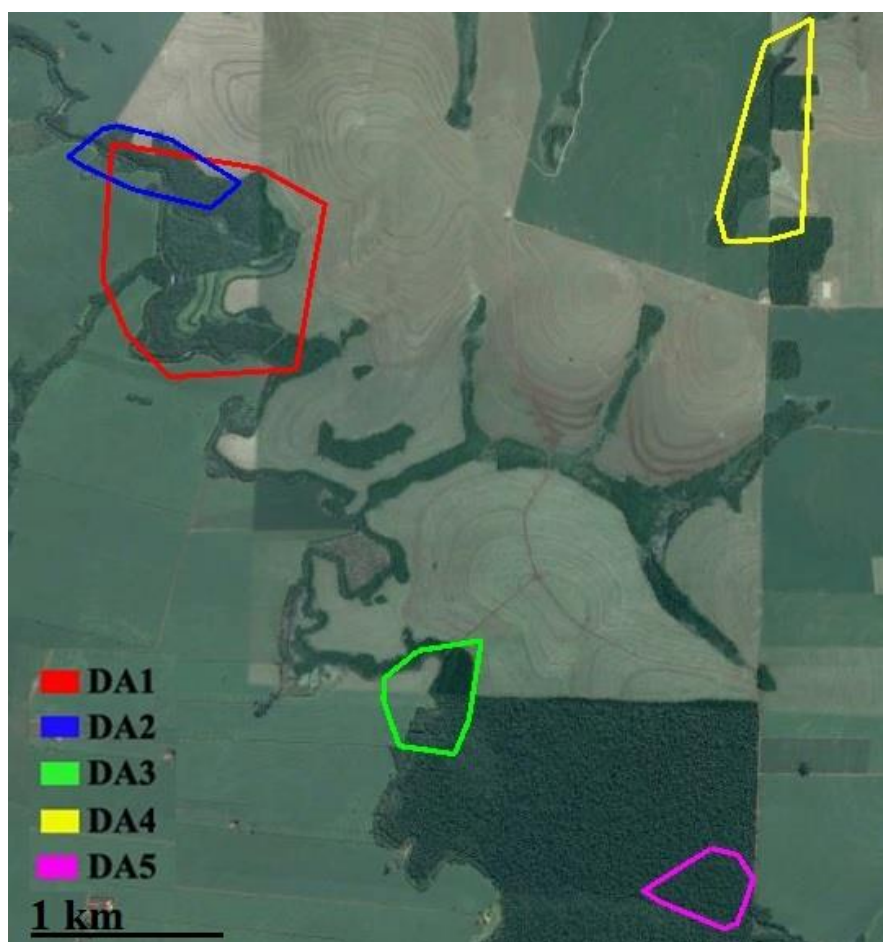


Figura 2.3. Áreas de vida dos gambás (*Didelphis albiventris*) monitorados na Fazenda Açú (PR) representadas por polígonos sobre uma carta imagem, a qual foi criada a partir de imagem de satélite obtida em 30 de outubro de 2013, através do Google Earth.

Tabela 2.3. Área de vida (em ha) estimada pelos métodos MPC e KF, para os gambás (*Didelphis albiventris*) monitorados na Fazenda Açu (PR).

INDIVÍDUO	ÁREA DE VIDA (ha)		
	MPC	KF 95%	KF 50%
DA1	116,90	151,25	46,27
DA2	21,87	30,13	8,38
DA3	18,42	35,69	12,84
DA4	39,38	58,45	18,77
DA5	13,83	19,89	4,8
Média	42,08	59,08	18,21
desvio padrão	42,93	53,42	16,53

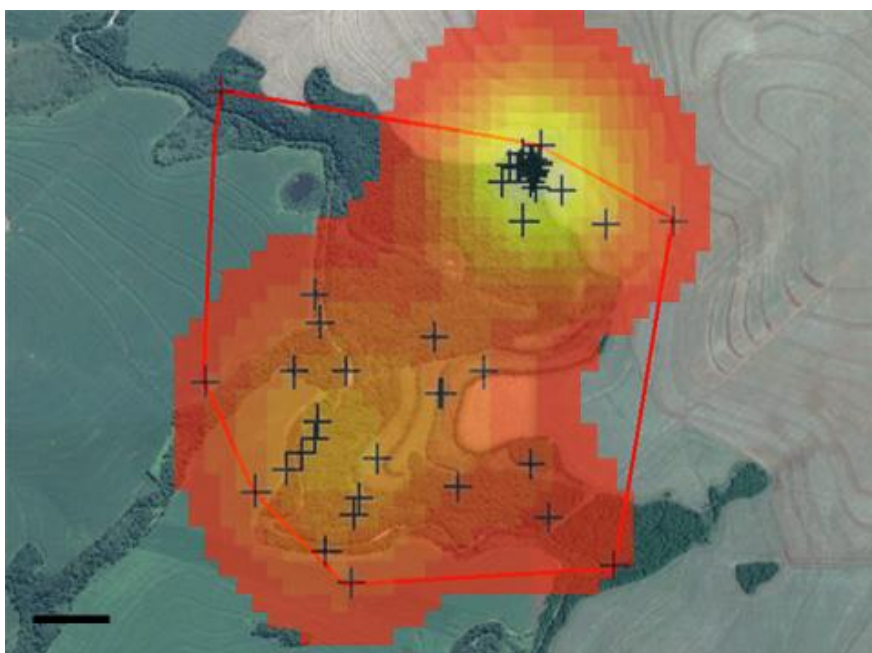


Figura 2.4. Áreas de vida (em ha) do gambá (*Didelphis albiventris*) DA1 monitorado na Fazenda Açu (PR) sobre uma carta imagem, a qual foi criada a partir de imagem de satélite obtida em 30 de outubro de 2013, através do Google Earth. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono vermelho e a calculada pelo método do KF pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). As cruzes negras indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 0,2 km.

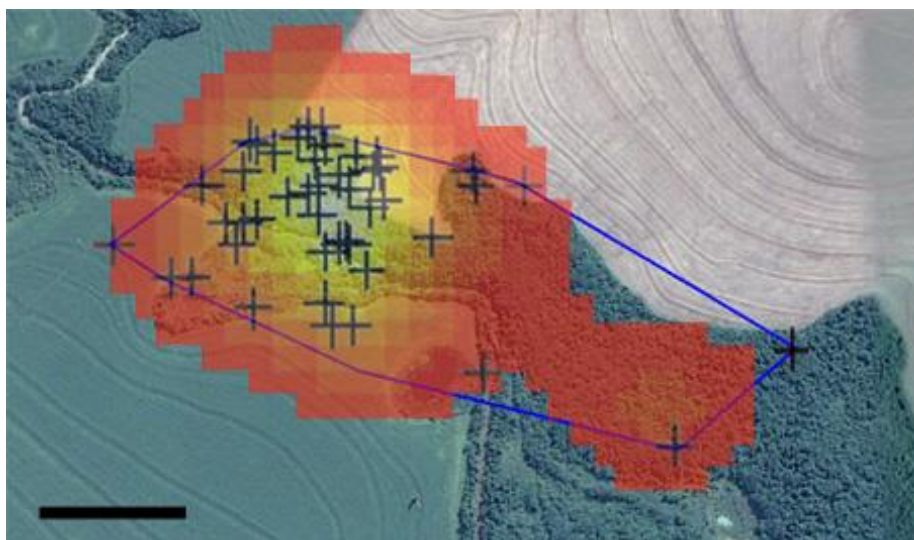


Figura 2.5. Áreas de vida (em ha) do gambá (*Didelphis albiventris*) DA2 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre carta imagem, a qual foi criada a partir de imagem de satélite obtida em 30 de outubro de 2013, através do Google Earth.. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono azul e a calculada pelo método do KF pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). As cruzes negras indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 0,2 km.

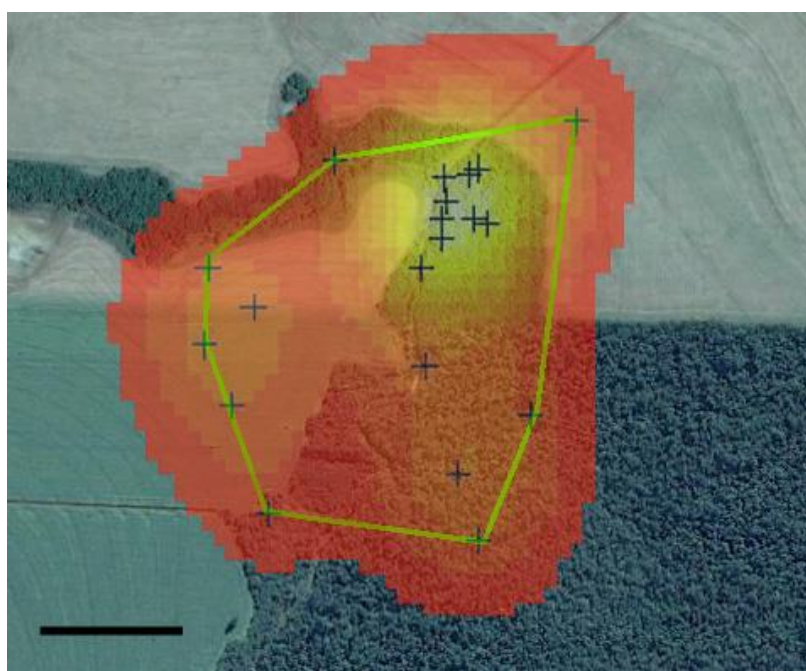


Figura 2.6. Áreas de vida (em ha) do gambá (*Didelphis albiventris*) DA3 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma carta imagem, a qual foi criada a partir de imagem de satélite obtida em 30 de outubro de 2013, através do Google Earth. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono verde e a calculada pelo método do KF pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). As cruzes negras indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 0,2 km.

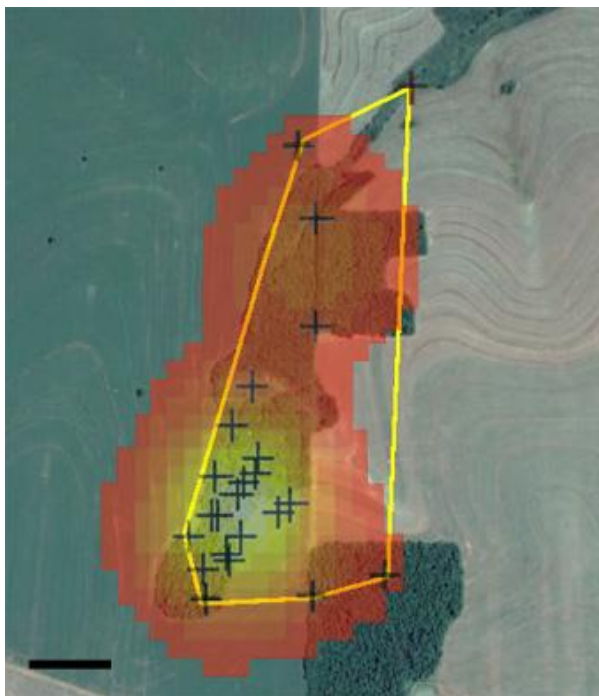


Figura 2.7. Áreas de vida (em ha) do gambá (*Didelphis albiventris*) DA4 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma carta imagem, a qual foi criada a partir de imagem de satélite obtida em 30 de outubro de 2013, através do Google Earth. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono amarelo e a calculada pelo método do KF pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). As cruzes negras indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 0,2 km.

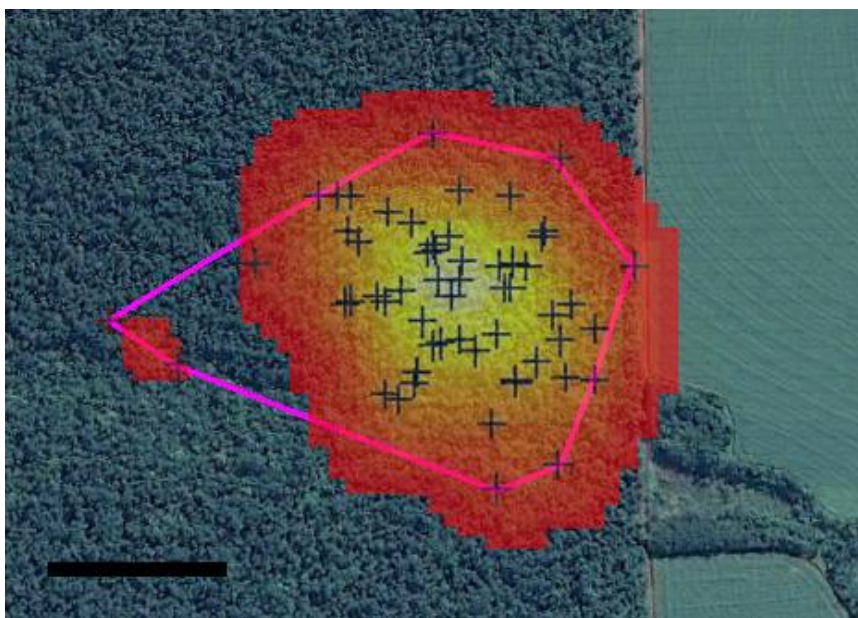


Figura 2.8. Áreas de vida (em ha) do gambá (*Didelphis albiventris*) DA5 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma carta imagem, a qual foi criada a partir de imagem de satélite obtida em 30 de outubro de 2013, através do Google Earth. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono rosa e a calculada pelo método do KF pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). As cruzes negras indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 0,2 km.

De modo geral, as curvas de acumulação de área de vida mostraram uma tendência à estabilização, sugerindo que a amostragem foi suficiente para o estudo, exceto talvez para o indivíduo DA3, o qual teve o menor número de localizações realizadas (Figura 2.9). Em média, a assíntota da curva se iniciou a partir da 28^a localização e foram obtidas, em média, 40 localizações por indivíduo. As curvas de acumulação de área de vida foram geradas a partir dos dados obtidos através do método do MPC.

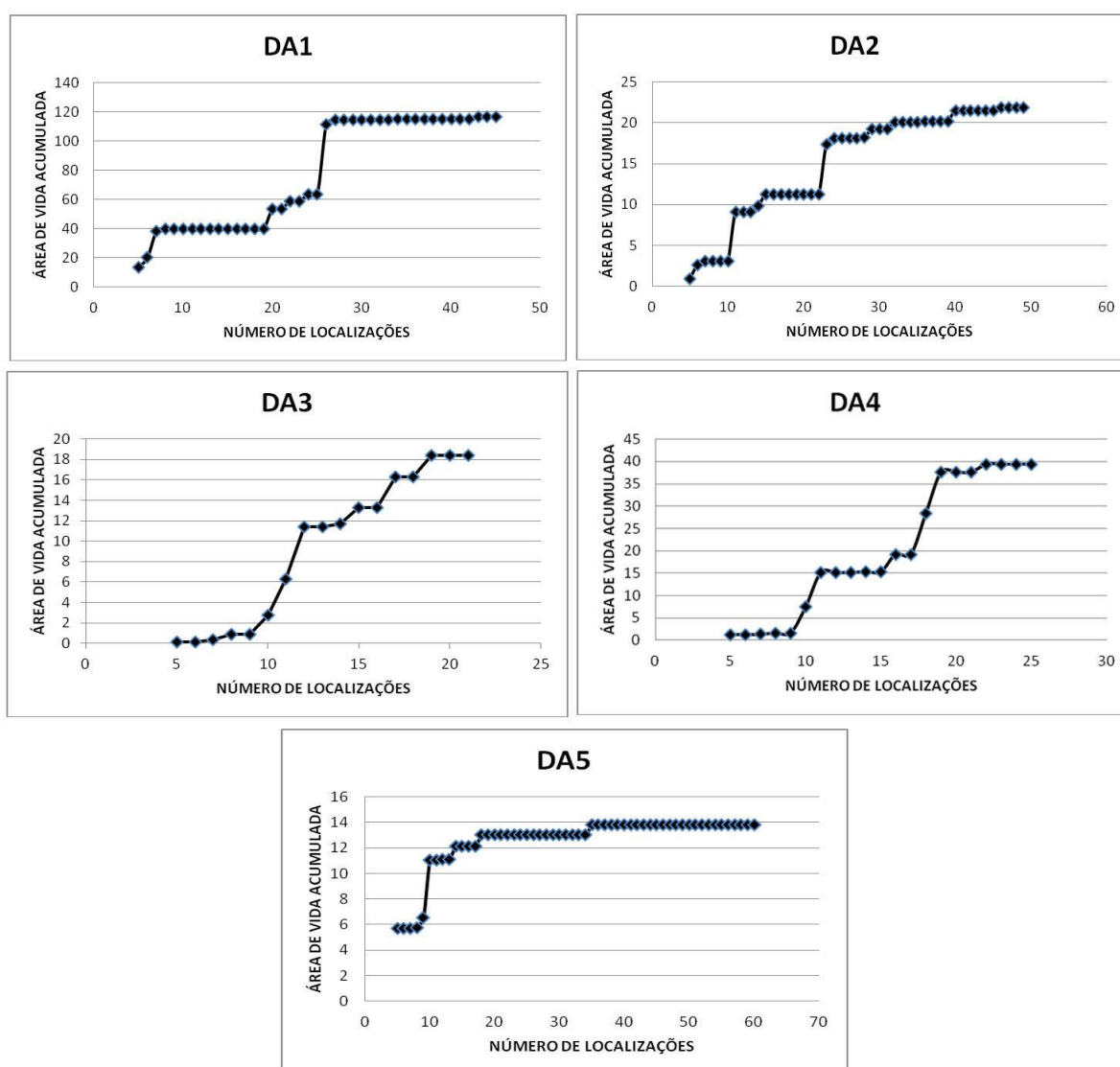


Figura 2.9. Curvas de acumulação de área de vida (em ha) dos gambás (*Didelphis albiventris*) monitorados na Fazenda Açú (PR), de acordo com o número de localizações.

Além disso, foram geradas curvas de acumulação de áreas de vida a partir do número de meses de monitoramento (Figura 2.10), a fim de avaliar a importância do tempo na estimativa da área de vida final. Em média, a assíntota da curva se iniciou a partir do 5^o mês, sendo que os indivíduos foram monitorados por, em média, cinco meses e meio.

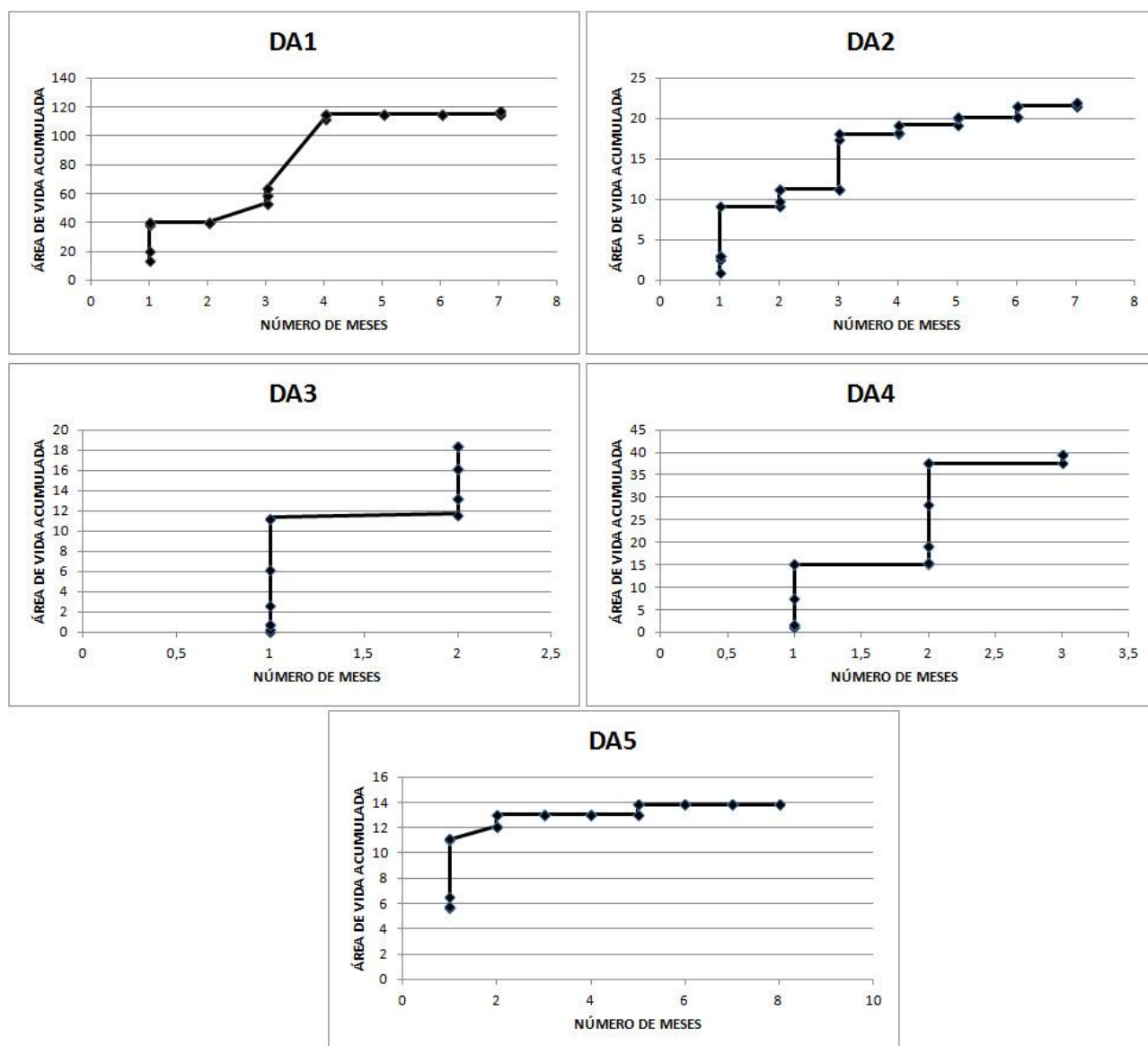


Figura 2.10. Curvas de acumulação de área de vida (em ha) dos gambás (*Didelphis albiventris*) monitorados na Fazenda Açú (PR), de acordo com o número de meses de monitoramento.

A sobreposição parcial de áreas de vida foi verificada apenas para os machos DA1 e DA2 (Figura 2.3), os quais foram monitorados praticamente durante o mesmo intervalo temporal (maio a dezembro e junho a janeiro, respectivamente). A

sobreposição de área de vida dos mesmos (16,6 ha) representou 14,2% da área de vida de DA1 e 75,9% da área de vida de DA2. Entretanto, em nenhum momento os dois indivíduos foram verificados juntos, sendo que quando um estava dentro da porção de área de vida compartilhada, o outro ocupava o extremo oposto de sua área de vida, ou seja, uma porção periférica. Além disso, os dois indivíduos apresentaram áreas de maior utilização (KF 50%), ou áreas núcleo, completamente diferentes, distantes 800 metros uma da outra.

A área de vida diária média, levando-se em conta a média de cada indivíduo, foi de 12,61 ha ($\pm 15,03$), com variação entre 2,79 e 38,42 ha. O macho DA1, o qual apresentou a maior área de vida total, também apresentou a maior área de vida diária, enquanto que o menor valor para este parâmetro foi verificado para o macho DA2. As áreas de vida diárias médias representam entre 11,02% e 98,26% da área de vida total, sendo em média 31,81% ($\pm 24,91\%$) (Figura 2.11, Tabela 2.4).

O peso dos indivíduos mostrou baixa correlação negativa com o tamanho da área de vida, seja a geral ($r=-0,16$; $p=0,79$) ou a diária ($r=-0,26$; $p=0,67$). Do mesmo modo, apesar da área de vida média ter sido maior para os machos (geral=69,39 ha, diária=20,61 ha) do que para as fêmeas (geral=23,88 ha, diária=8,85 ha), segundo o teste de Mann-Whitney esta diferença não é significativa ($p=0,39/U=1$; $p=0,77/U=3$, respectivamente).

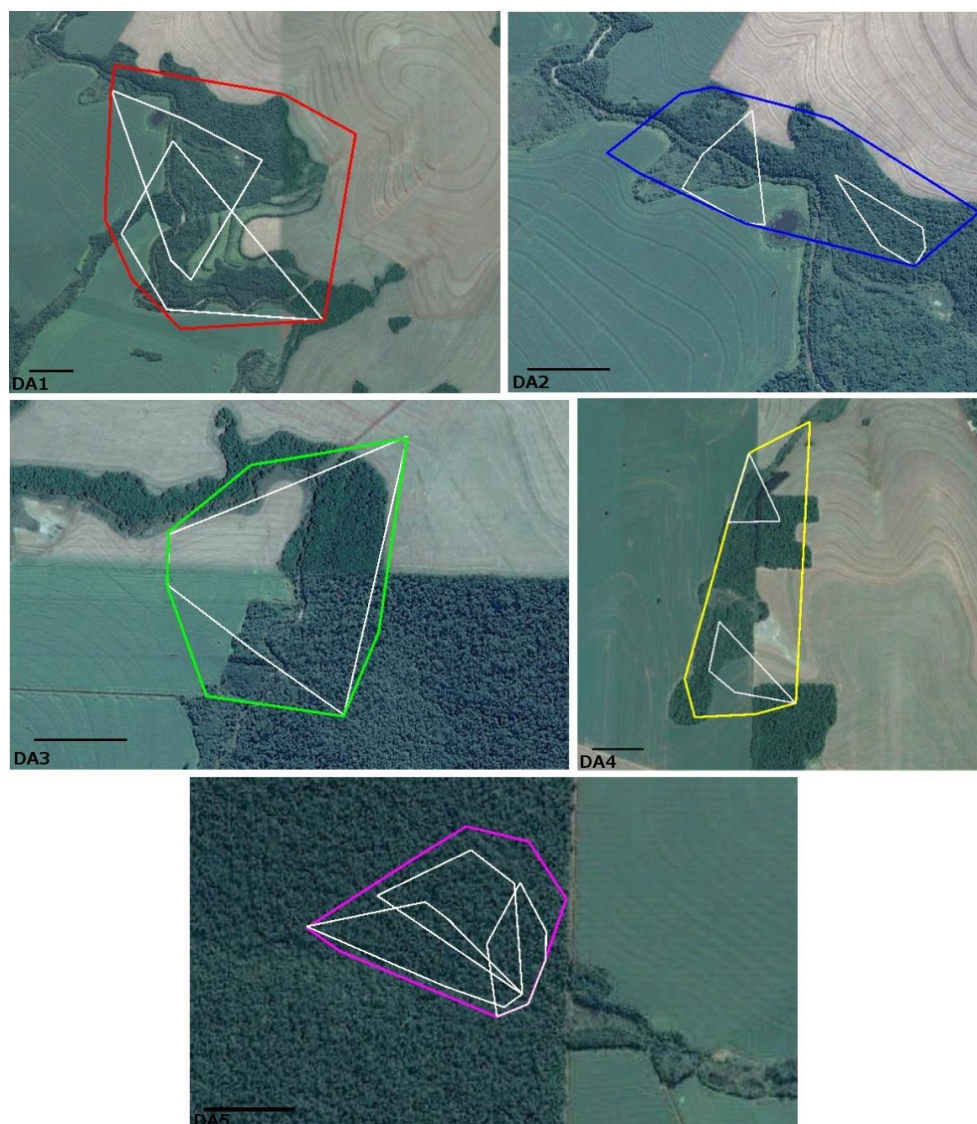


Figura 2.11. Áreas de vida dos gambás (*Didelphis albiventris*) monitorados na Fazenda Açu (PR) sobre uma carta imagem, a qual foi criada a partir de imagem de satélite obtida em 30 de outubro de 2013, através do Google Earth. Os polígonos coloridos representam as áreas de vida gerais e os polígonos brancos representam as áreas de vida diárias. O traço negro no canto inferior esquerdo representa a escala de 0,2 km.

Tabela 2.4. Área de vida diária (em ha) por expedição de 24 horas, área de vida diária média (em ha) e relação entre área de vida diária e área de vida total dos gambás (*Didelphis albiventris*) monitorados na Fazenda Açu (PR).

INDIVÍDUO	ÁREA DE VIDA DIÁRIA(ha)			MÉDIA(ha)	ÁREA DIÁRIA/ TOTAL(ha)
	1 ^a . exp.	2 ^a . exp.	3 ^a . exp.		
DA1	43,75	33,08	-	38,42	32,86%
DA2	1,9	3,68	-	2,79	12,76%
DA3	13,41	-	-	13,41	72,80%
DA4	5,29	3,39	-	4,34	11,02%
DA5	2,73	5,46	4,72	4,10	29,61%
MÉDIA				13,55	31,81%
DESVIO PADRÃO				13,63	24,91%

A partir de uma compilação de estudos sobre *Didelphis* (Anexo II), incluindo o presente, foi verificada uma alta correlação entre o tamanho da área de vida média estimada e o tamanho da área de estudo ($r=0,96$; $p=7,7e-07$), através de uma correlação de Pearson (Figura 2.12). Além disso, foi encontrada uma correlação intermediária entre o tamanho da área de vida média e o número de localizações independentes obtidas ($r=0,6$; $p=0,05$), de acordo com a Figura 2.13. Por outro lado, a correlação entre área de vida estimada e latitude foi muito baixa ($r=0,08$; $p=0,82$).

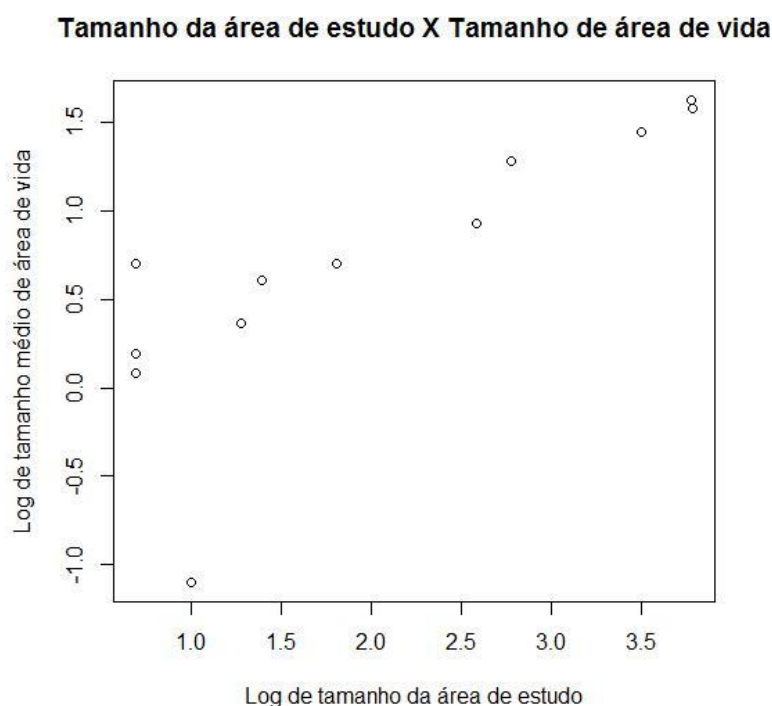


Figura 2.12. Relação entre os logaritmos do tamanho da área de estudo e tamanho médio de área de vida estimada para *Didelphis*, a partir de uma compilação de estudos sobre uso de espaço pelo gênero.

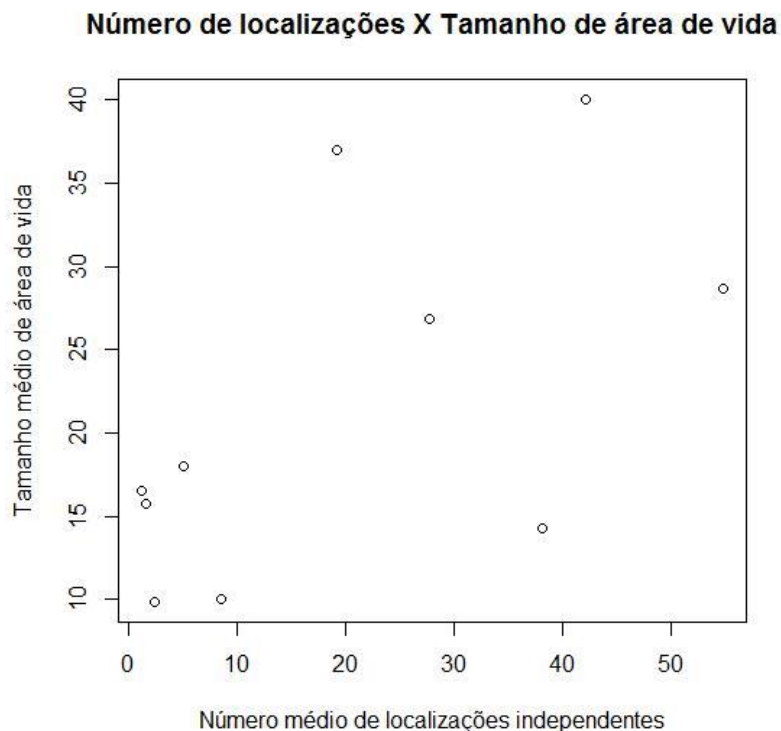


Figura 2.13. Relação entre o número médio de localizações independentes obtidas e o tamanho médio de área de vida estimada para *Didelphis*, a partir de uma compilação de estudos sobre uso de espaço pelo gênero.

3.3.2 Deslocamento

A taxa média de deslocamento em 24 horas foi 1.853,33 metros ($\pm 1.112,71$), sendo que o maior deslocamento foi verificado para o indivíduo DA1 (3.970 metros), responsável por elevar a média obtida. A taxa média de deslocamentos por hora foi de 77,22 metros ($\pm 46,36$), tendo a mesma variado entre 30,42 e 165,42 metros/hora (Tabela 2.5).

As maiores taxas de deslocamentos de cada indivíduo, em cada expedição, foram detectadas em diferentes períodos de monitoramento, inviabilizando a determinação de um padrão de variação temporal de mobilidade (Tabela 2.6). Além disso, a ausência de deslocamentos foi detectada em diferentes períodos do dia. Contudo, de acordo com a correlação de Pearson, a taxa de deslocamento apresentou uma tendência de aumento conforme a diminuição do grau de luminosidade ($r=-0,35$; $p=0,12$). Em média, o período com a maior taxa de deslocamento foi entre 18 e 21 horas, seguido dos períodos das 9 às 12 horas e das 21 às 24 horas (Tabela 2.6). Os períodos com menores médias de deslocamento

foram aqueles de temperaturas extremas: das 12 às 15 horas (período mais quente) e das 3 às 6 horas (período mais frio), de acordo com dados obtidos através do SIMEPAR.

Tabela 2.5. Deslocamento em expedições de 24 horas, média de deslocamento em 24 horas, deslocamento médio por hora por expedição e média de deslocamento por hora dos gambás (*Didelphis albiventris*) monitorados na Fazenda Açú (PR), sendo que os deslocamentos estão apresentados em metros.

INDIVÍDUO	DESLOCAMENTO EM 24 HORAS (m)			MÉDIA (m)	DESLOCAMENTO MÉDIO POR HORA (m)			MÉDIA (m)
	1 ^a .exp.	2 ^a .exp.	3 ^a .exp.		1 ^a .exp.	2 ^a .exp.	3 ^a .exp.	
DA1	3.600	3.970		3.785	150	165,42		157,71
DA2	730	1.290		1.010	30,42	53,75		42,08
DA3	1.750			1.750	72,92			72,92
DA4	1.770	1.120		1.445	73,75	46,67		60,21
DA5	1.130	1.490	1.210	1.276,67	47,08	62,08	50,41	53,19
MÉDIA DAS MÉDIAS				1.853,33				77,22
DESVIO PADRÃO				1.112,71				46,36

Tabela 2.6. Deslocamento em um intervalo de 3 horas (para todas as expedições) e deslocamento médio por intervalo de deslocamento, para os gambás (*Didelphis albiventris*) monitorados na Fazenda Açú (PR). Em negrito o maior deslocamento por expedição e sublinhados os horários considerados com ausência de deslocamento, sendo que os valores de deslocamento estão apresentados em metros.

HORA	DA1 1 ^a .exp.	DA1 2 ^a .exp.	DA2 1 ^a .exp.	DA2 2 ^a .exp.	DA3 1 ^a .exp.	DA4 1 ^a .exp.	DA4 2 ^a .exp.	DA5 1 ^a .exp.	DA5 2 ^a .exp.	DA5 3 ^a .exp.	MÉDIA
9 as 12	540	450	<u>10</u>	280	220	400	140	70	160	280	255
12 as 15	700	230	110	120	120	220	110	90	<u>20</u>	130	185
15 as 18	525	450	60	180	250	60	300	90	110	80	210,5
18 as 21	920	870	30	50	250	210	260	80	20	140	283
21 as 24	400	510	250	210	330	70	<u>20</u>	220	320	170	250
0 as 3	430	360	60	130	280	310	50	50	410	170	225
3 as 6	400	180	100	180	110	160	220	180	320	90	194
6 as 9	280	550	110	140	190	340	20	350	130	150	226

3.3.3 Seleção de hábitat

A área de estudo (5.957 ha) contou com quatro tipos diferentes de habitats, sendo 82,45% de cultivos; 11,62% de fragmentos; 5,77% de matas-ciliares e 0,16% de corpos de água. As Tabelas 2.7 a 2.16 resumem a utilização dos diferentes habitats por cada um dos indivíduos. Pode-se notar que, de modo geral, a

intensidade de utilização dos habitats fragmento e mata-ciliar pelos gambás foi alta, tanto na avaliação de segunda como de terceira ordem, evidenciado por uma seleção positiva destes dois ambientes (Tabelas 2.17 e 2.18). Os indivíduos DA2 e DA4 também mostraram um índice de I_{lev} positivo para o habitat corpos de água (Tabelas 2.10, 2.13, 2.14, 2.17 e 2.18). Por outro lado, todos os indivíduos estudados utilizaram a cultura em menor proporção do que sua disponibilidade, resultando em índices negativos (Tabelas 2.7 a 2.16). Contudo, quatro dos cinco indivíduos utilizaram áreas de cultura, podendo representar até 20% das suas localizações (Tabelas 2.9 e 2.10), sendo em média 11,71%.

A correlação de Pearson mostrou que não existe relação entre o grau de cobertura vegetal dos habitat avaliados e o horário de sua utilização ($r=0,05$; $p=0,52$). Do mesmo modo, não foi detectada uma variação na frequência de utilização do cultivo relacionada a altura do mesmo ($r=-0,14$; $p=0,23$).

Tabela 2.7. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de I_{lev} de cada habitat, em seleção de habitat de 3ª ordem, para o gambá DA1 monitorado na fazenda Açú (PR).

DA1 - 3ª Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de I_{lev}
Corpo d'água	0,58	0,50%	0 %	-1,00
Cultura	42,81	36,62%	11,11%	-0,53
Mata-ciliar	14,59	12,48%	24,44%	0,32
Fragmento	58,92	50,40%	64,44%	0,12
Total	116,90	100 %	100 %	

Tabela 2.8. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de I_{lev} de cada habitat, em seleção de habitat de 2ª ordem, para o gambá DA monitorado na Fazenda Açú (PR).

DA1 - 2ª Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de I_{lev}
Corpo d'água	9,46	0,16%	0 %	-1,00
Cultura	4911,33	82,45%	11,11%	-0,76
Mata-ciliar	343,72	5,77%	24,44%	0,62
Fragmento	692,49	11,62%	64,44%	0,69
Total	5957,00	100 %	100%	

Tabela 2.9. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, em seleção de hábitat de 3ª ordem, para o gambá DA2 monitorado na Fazenda Açú (PR).

DA2 - 3ª Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de Ivlev
Corpo d`água	0,46	2,11%	2,04%	-0,02
Cultura	5,99	27,38%	20,41%	-0,15
Mata-ciliar	4,00	18,27%	22,45%	0,10
Fragmento	11,42	52,24%	55,10%	0,03
Total	21,87	100 %	100 %	

Tabela 2.10. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, em seleção de hábitat de 2ª ordem, para o gambá DA2 monitorado na Fazenda Açú (PR).

DA2 - 2ª Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de Ivlev
Corpo d`água	9,46	0,16%	2,04%	0,85
Cultura	4911,33	82,45%	20,41%	-0,60
Mata-ciliar	343,72	5,77%	22,45%	0,59
Fragmento	692,49	11,62%	55,10%	0,65
Total	5957,00	100%	100%	

Tabela 2.11. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, em seleção de hábitat de 3ª ordem, para o gambá DA3 monitorado na Fazenda Açú (PR).

DA3 - 3ª Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de Ivlev
Corpo d`água	0,00	0%	0%	
Cultura	7,05	38,30%	19,05%	-0,34
Mata-ciliar	5,03	27,30%	33,33%	0,10
Fragmento	6,34	34,40%	47,62%	0,16
Total	18,42	100%	100%	

Tabela 2.12. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, em seleção de hábitat de 2ª ordem, para o gambá DA3 monitorado na Fazenda Açú (PR).

DA3 - 2ª Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de Ivlev
Corpo d`água	9,46	0,16%	0,00%	-1,00
Cultura	4911,33	82,45%	19,05%	-0,62
Mata-ciliar	343,72	5,77%	33,33%	0,70
Fragmento	692,49	11,62%	47,62%	0,61
Total	5957,00	100%	100%	

Tabela 2.13. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, em seleção de hábitat de 3ª ordem, para o gambá DA4 monitorado na Fazenda Açu (PR).

DA4 - 3ª Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de Ivlev
Corpo d'água	0,39	1,00%	4,00%	0,60
Cultura	13,63	34,60%	8,00%	-0,62
Mata-ciliar	7,72	19,60%	24,00%	0,10
Fragmento	17,64	44,80%	64,00%	0,18
Total	39,38	100%	100%	

Tabela 2.14. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, em seleção de hábitat de 2ª ordem, para o gambá DA4 monitorado na Fazenda Açu (PR).

DA4 - 2ª Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de Ivlev
Corpo d'água	9,46	0,16%	4,00%	0,92
Cultura	4911,33	82,45%	8,00%	-0,82
Mata-ciliar	343,72	5,77%	24,00%	0,61
Fragmento	692,49	11,62%	64,00%	0,69
Total	5957,00	100%	100%	

Tabela 2.15. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, em seleção de hábitat de 3ª ordem, para o gambá DA5 monitorado na Fazenda Açu (PR).

DA5 - 3ª Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de Ivlev
Corpo d'água	0,00	0%	0%	
Cultura	0,00	0%	0%	
Mata-ciliar	0,00	0%	0%	
Fragmento	13,83	100%	100%	0,00
Total	13,83	100%	100%	

Tabela 2.16. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, em seleção de hábitat de 2ª ordem, para o gambá DA5 monitorado na Fazenda Açu (PR).

DA5 - 2ª Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de Ivlev
Corpo d'água	9,46	0,16%	0,00%	-1,00
Cultura	4911,33	82,45%	0,00%	-1,00
Mata-ciliar	343,72	5,77%	0,00%	-1,00
Fragmento	692,49	11,62%	100,00%	0,79
Total	5957,00	100%	100%	

Tabela 2.17. Índices de cada hábitat por indivíduo monitorado na Fazenda Açu (PR) e índice médio por hábitat, para seleção de 3ª ordem. Em negrito os maiores valores de seleção.

INDIVÍDUO	CORPO D'ÁGUA	CULTURA	MATA CILIAR	FRAGMENTO
DA1	-1,00	-0,53	0,32	0,12
DA2	-0,02	-0,15	0,10	0,03
DA3		-0,34	0,10	0,16
DA4	0,60	-0,62	0,10	0,18
DA5				0,00
MÉDIA	-0,14	-0,41	0,16	0,12

Tabela 2.18. Índices de cada hábitat por indivíduo monitorado na Fazenda Açu (PR) e índice médio por hábitat, para seleção de 2ª ordem. Em negrito os maiores valores de seleção.

INDIVÍDUO	CORPO D'ÁGUA	CULTURA	MATA CILIAR	FRAGMENTO
DA1	-1,00	-0,76	0,62	0,69
DA2	0,85	-0,60	0,59	0,65
DA3	-1,00	-0,62	0,70	0,61
DA4	0,92	-0,82	0,61	0,69
DA5	-1,00	-1,00	-1,00	0,79
MÉDIA	-0,24	-0,76	0,30	0,69

3.4 DISCUSSÃO

A acurácia alcançada nos testes de estimativa de localização foi satisfatória e próxima àquela verificada por Rocha (2006). O elevado desvio padrão entre o azimute magnético observado e o real (seis graus) era esperado visto que a área de estudo inclui muitas linhas de alta tensão, além de ter o solo rico em ferro, fatores que interferem o posicionamento da agulha da bússola (Miguens, 2013).

A taxa de captura aqui atingida (2%) foi inferior àquelas verificadas na maioria dos estudos com a espécie, que costuma variar em 4% (Oliveira, 2010; Sanches *et al.*, 2012); 5% (Cáceres, 2000); 6% (Almeida, 2008) até 8% (Cantor, 2010). Monteiro-Filho e Abe (1999) encontraram um valor semelhante (1,9%) em um fragmento de 5,1 ha no sudeste do Brasil e Leal (2013) encontrou um valor de 1,5% em um conjunto de seis fragmentos variando de 1 a 12 ha. Assim, mesmo considerando que estes poucos estudos foram desenvolvidos em diferentes áreas originalmente sob o domínio do bioma Mata Atlântica, seria esperado que os valores de captura não tivessem variado tanto. Contudo, quando consideramos as particularidades de cada local como áreas de fazenda de gado, regiões periurbanas, ilhas, locais de altitude e até encosta, estas taxas de captura parecem refletir as

características de cada local, os quais podem apresentar diferentes quantidades e qualidades de recursos disponíveis. Por outro lado, como característica biológica inerente ao gambá fica a adaptabilidade aos recursos disponíveis, o que possivelmente é responsável também por sua ampla distribuição.

O número de indivíduos acompanhados neste estudo (5) encontra-se dentro da média (5,3 indivíduos/estudo) praticada por pesquisas sobre o uso do espaço por *Didelphis* a partir da telemetria (ver Anexo II). Acredita-se que os indivíduos monitorados estejam representando a população da área de estudo de maneira satisfatória, uma vez que os mesmos estão bem distribuídos ao longo da área de estudo e que as fêmeas da espécie tendem a apresentar um comportamento territorialista, mantendo áreas de vida fixas (Reynolds, 1945; Monteiro-Filho, 1987; Sunquist, 1987; Cáceres e Monteiro-Filho, 2006), o que limita a ocorrência de outras fêmeas e até mesmo de um elevado número de machos dentro de sua área de vida (Monteiro-Filho, 1987).

O equipamento utilizado se mostrou adequado para o monitoramento de *D. albiventris* e a recaptura dos indivíduos DA1, DA2 e DA4 permitiu verificar a ausência de danos físicos gerados pelo mesmo, inclusive possibilitando a cópula, visto que a fêmea DA4 foi capturada com filhotes no marsúpio após 48 dias de instalação do colar. Considerando-se que o ciclo estral de *D. albiventris* dura em média 27 dias (Monteiro-Filho, 1987), a gestação de gambás por volta de 13 dias (Hill, 1918; Sharman, 1970) e que os filhotes se encontravam em um estágio inicial de desenvolvimento no momento da recaptura, conclui-se que a fêmea DA4 copulou após ter recebido o rádio-colar.

Os valores de área de vida determinados pelos métodos do Kernel Fixo e do MPC foram diferentes, o que era esperado, já que os mesmos utilizam diferentes estratégias para estimativa deste parâmetro (Mohr, 1947; Worton, 1989; Seaman & Powell, 1996). Esta diferença foi mais acentuada para o indivíduo DA3, cuja curva de acumulação de área de vida, de acordo com o número de localizações, aparentemente não atingiu uma assíntota. Sabe-se que o método do MPC é mais dependente do número de localizações do que o Kernel, visto que o último utiliza áreas de maior atividade (Worton, 1989; Kenward *et al.*, 2001), podendo excluir áreas usadas com pouca frequência (Hemson *et al.*, 2005). O Kernel Fixo 50%

estima a área de vida baseada apenas na distribuição de 50% das localizações obtidas, indicando áreas utilizadas com maior frequência (Worton, 1989). O valor encontrado para o DA3 através do MPC é mais próximo ao estimado pelo Kernel 50%, apontando mais uma vez para uma aparente subestimativa da área de vida deste indivíduo. Por outro lado, a diferença entre os valores encontrados pelo MPC e Kernel 95% não foi tão elevada para os demais indivíduos, sendo que os valores referentes ao MPC são, como já era esperado, mais próximos ao Kernel 95% do que ao Kernel 50%.

Os valores de área de vida encontrados neste estudo (13,8 a 116,9 ha) são os mais elevados já registrados para esta espécie, provavelmente pelo esforço de campo e emprego de um método que permite um grande número de localizações, uma vez que grande parte dos estudos de uso do espaço para esta espécie, realizados até então (Monteiro-Filho, 1987; Almeida *et al.*, 2008; Sanches *et al.*, 2012), não envolviam a telemetria. Além disso, os valores de área de vida aqui estimados são semelhantes àqueles verificados para outras espécies do gênero, quando empregada a telemetria, como será exemplificado a seguir.

Fitch e Shirer (1970) estimaram área de vida média de 120 ha para *Didelphis virginiana*, através do cálculo da área de um círculo cujo raio foi o maior deslocamento verificado a partir de um abrigo. Allen *et al.* (1985) encontraram valores entre 7 e 94 ha e Wright *et al.* (2012) entre 3 e 90 ha para a mesma espécie. Sunquist *et al.* (1987) verificaram tamanhos de área de vida entre 5 e 165 ha para *Didelphis marsupialis*, sendo que todos os exemplos supracitados utilizaram a telemetria. Do mesmo modo que o encontrado aqui, pode-se notar uma grande variação de valores dentro de cada um dos estudos, o que pode ser reflexo do tipo e qualidade do ambiente, estação do ano, idade e sexo do animal ou mesmo do número de localizações individuais (Fitch e Shirer, 1970; Allen *et al.*, 1985; Sunquist *et al.*, 1987; Wright *et al.*, 2012)

Por outro lado, valores mais baixos costumam ser estimados com a utilização da técnica de CMR, como verificado por Cajal (1981), Monteiro-Filho (1987) e Sanches *et al.* (2012) que estimaram áreas de vida médias de 0,6, 5 e 2,3 ha, respectivamente, para *D. albiventris*. Para *D. aurita* (Cáceres e Monteiro-Filho, 2001; Cáceres, 2003) foram estimados valores entre 0,2 e 3 ha através da CMR.

Apesar da telemetria aparentemente revelar valores mais elevados, Vaughan e Hawkins (1999) detectaram valores entre 3,1 e 5,6 ha em uma área de agricultura de 25 ha na Costa Rica para *D. marsupialis*. Este caso exemplifica valores de área de vida baixos em um local de estudo pequeno, para animais monitorados por um curto período de tempo (63 dias). No entanto, o estudo de Aléssio (2004) encontrou valores de área de vida baixos (6,4 e 10,7 ha) para dois indivíduos de *D. albiventris*, através da telemetria, em uma área de estudo grande, o Parque Estadual Dois Irmãos (PE), com 387 ha. Contudo, uma possibilidade bastante plausível é que o tempo de monitoramento e o número de localizações sejam responsáveis pela grande diferença de área de vida estimada por Aléssio (2004) e por este estudo, os únicos que avaliaram este parâmetro através da telemetria para o gambá-de-orelha-branca. Aléssio (2004) monitorou um dos indivíduos durante quatro meses, baseado em 14 meias noites (das 18h as 0h ou das 0h as 6h) e outro por um mês, baseado em seis meias noites, sendo a média de monitoramento dois meses e meio, com 10 localizações independentes por indivíduo. O presente estudo monitorou cada indivíduo por, em média, cinco meses e meio, através de 40 localizações. Verificou-se aqui que a curva de acumulação de área de vida se estabilizou, em média, após 28 localizações e 4 meses de monitoramento.

Sabe-se que o tempo de monitoramento e o número de localizações podem influenciar o tamanho da área de vida estimada. Sanches *et al.* (2012) verificaram uma correlação positiva entre tamanho de área de vida e número de localizações. Outro exemplo é o caso de Cerboncini (2011) que em três meses de monitoramento de *D. aurita* verificou áreas de vida até 4,7 vezes menores que as detectadas posteriormente por Leal (2013) em um monitoramento de sete meses, no mesmo local e utilizando a mesma técnica.

As áreas de vida dos indivíduos DA2 a DA5 mostraram valores mais semelhantes entre si, com o valor discrepante apenas para DA1, podendo refletir o comportamento de um macho no início da fase adulta, em busca de um grande número de fêmeas e que não havia ainda delimitado um espaço de utilização, percorrendo uma grande área durante os sete meses de monitoramento. Sabe-se que os indivíduos jovens, e possivelmente aqueles no início da fase adulta, podem explorar o ambiente de modo diferente dos indivíduos mais velhos, já que os mesmos apresentam deslocamentos erráticos em busca de áreas disponíveis antes

de estabelecerem uma área fixa (Cáceres e Monteiro-Filho, 2006). Ryser (1992) verificou um aumento na área de vida de machos de *D. virginiana* na época reprodutiva, o que não foi verificado para as fêmeas, sendo que neste período as áreas de vida dos machos sobrepuseram a área de vida de várias fêmeas. Outros estudos têm indicado que a área de vida dos machos costuma ser maior que a das fêmeas (Allen *et al.*, 1985, Sunquist *et al.*, 1987; Cáceres e Monteiro-Filho, 2001), o que segundo Cáceres e Monteiro-Filho (2006) poderia estar relacionado ao maior tamanho corporal dos machos. Este padrão foi evidenciado aqui, visto que as fêmeas apresentaram área de vida média menor (23,88 ha contra 69,39 ha dos machos), apesar desta diferença não se mostrar significativa.

O Macho DA2 era maior e mais velho que o DA1, possivelmente já tendo estabelecido uma área fixa de menor tamanho, de seu domínio, para abrigo, alimentação e cópula. Além disso, a sobreposição de áreas de vida de ambos foi constatada avaliando-se a área de vida em sua totalidade, contudo, em nenhuma das localizações eles se encontravam próximos, o que era esperado visto que os gambás são animais solitários (Santos e Santori, 2009; Rossi *et al.*, 2006). É provável que ambos reconhecessem a existência um do outro, visto que o primeiro evitou a área de maior utilização do segundo e vice-versa. Além disso, de acordo com o KF50%, as áreas de maior intensidade de uso de ambos foram completamente diferentes. Do mesmo modo que o verificado para *Didelphis aurita* (Cáceres e Monteiro-Filho, 2006), a área de vida de DA1 e DA2 pode ser dividida em área núcleo, porção geralmente não compartilhada com outros indivíduos, a qual pode constituir um território e área periférica, porção onde existe sobreposição com demais indivíduos.

A fêmea DA3 foi o único indivíduo cuja curva de acumulação das localizações não se aproximou de uma assíntota, sendo possível que sua área de vida real seja maior do que a aqui estimada. Por outro lado, é plausível que a alta utilização da matriz por este indivíduo seja reflexo de uma fase anterior à definição de um local específico de maior disponibilidade de recursos. De acordo com o Kernel 50%, é provável que a matriz deixe de ser usada e assim a área de vida passe a ser menor, restrita a sua área central. De qualquer modo, uma maior amostragem deste indivíduo poderia ter esclarecido esta questão.

A fêmea DA4 foi o indivíduo mais velho monitorado, sendo a fêmea com a maior área de vida. A mesma utilizou dois fragmentos, tendo de cruzar a cultura para atravessar de um para o outro, evidenciando a utilização do cultivo pela espécie, mesmo que para deslocamento. Apesar do elevado valor de área de vida estimado, se avaliarmos o kernel 50% fica evidente que a área núcleo está inserida em apenas um dos fragmentos, especialmente no setor próximo a borda inferior, o que deve ter influenciado a utilização do segundo fragmento.

A fêmea DA5 teve a menor área de vida verificada, apesar de ter sido o indivíduo monitorado pelo maior tempo, possivelmente por ter alocado sua área de vida em um espaço aparentemente mais rico em recursos, utilizando apenas a RPPN durante os oito meses de monitoramento. Estes dados novamente indicam a necessidade de aumento de área de vida em ambientes mais pobres, visto que os fragmentos utilizados por DA4 eram maiores e sofriam maior influência de atividade antrópica.

Diferentemente dos machos, as fêmeas não sobrepueram suas áreas de vida e apresentaram tendência de se fixar em determinadas áreas (como observado por Reynolds, 1945; Monteiro-Filho, 1987; Sunquist, 1987, Ryser, 1992; Cáceres e Monteiro-Filho, 2006), sendo recapturadas por diversas vezes no mesmo local de sua captura inicial, do mesmo modo que o macho DA2, o que já havia sido reportado por Monteiro-Filho (1987). As áreas de vida das fêmeas monitoradas encontravam-se distantes entre 1,2 e 3,3 km entre elas, sendo que a fêmea DA5 não foi monitorada sincronicamente com DA3 e DA4. Visto que estas fêmeas chegaram a se deslocar 1,8 km em 24 horas, é provável que a ausência de sobreposição seja decorrente de um comportamento territorialista e da manutenção de uma área fixa satisfatória em recursos. Cajal (1981) sugeriu que fêmeas de *D. albiventris* apresentam um "semiterritório", de modo que apenas as bordas de suas áreas de vida são sobrepostas, sendo que uma maior sobreposição seria evitada pela simples presença de outra fêmea e não por sinalizações frequentemente observadas em espécies territorialistas como marcação da área com odores ou locais fixos de defecação. Cáceres e Monteiro-Filho (2006) sugerem que alguns didelfídeos, incluindo *D. albiventris*, *D. aurita* e *D. virginiana*, apresentem sistema social promíscuo, onde os machos apresentam sobreposição de áreas de vida e

fêmeas áreas exclusivas, como o verificado aqui, além de um dimorfismo sexual pouco pronunciado.

A partir de uma compilação de estudos aqui realizada, foi possível notar correlação positiva entre o tamanho da área de estudo e o tamanho da área de vida média estimada, sendo a variação de tamanho de áreas de estudo bastante elevada (Anexo II). Tal achado pode indicar erroneamente que a área de vida dos indivíduos aumenta infinitamente à medida que áreas maiores estão disponíveis. Contudo, a maioria dos estudos realizados em áreas pequenas aplicou o método da CMR, enquanto que estudos realizados em áreas maiores costumam empregar a telemetria, o que é preciso ser levado em consideração, visto que o método empregado pode influenciar o tamanho estimado de área de vida. É importante notar, todavia, que em fragmentos muito reduzidos os indivíduos sobreviventes logicamente apresentarão áreas de vida reduzidas, atingindo no máximo o tamanho da área disponível. Em grandes áreas o aumento da área de vida passa a ser possível devido ao maior espaço físico disponível e também a uma possível redução de abundância por área, o que pode ser influente sobre a área de vida principalmente das fêmeas, as quais costumam apresentar áreas exclusivas de uso (Monteiro-Filho, 1987; Cáceres e Monteiro-Filho, 2006).

Além disso, foi verificada através das compilações uma tendência de aumento de área de vida com o aumento do número de localizações, efeito do tamanho amostral, o que já havia sido relatado no estudo de Sanches e colaboradores (2012). Entretanto, esta relação apresenta um limite, que ocorre quando a curva de acumulação de área de vida, de acordo com o número de localizações, atinge uma assíntota. É importante notar, que apesar de altamente relacionados, o número de localizações e o tempo de monitoramento são fatores diferentes, que podem influenciar a área de vida estimada. A correlação entre tamanho de área de vida e tempo de monitoramento não pode ser realizada, visto que grande parte dos estudos não traz a informação do tempo de monitoramento de cada indivíduo. É necessária a obtenção de um número mínimo de localizações a fim de se obter uma estimativa mais confiável de área de vida, as quais devem estar distribuídas de maneira homogênea ao longo do tempo, assegurando certa frequência e independência das localizações. Como ficou evidenciado neste estudo, não basta apenas um esforço intenso, com numerosos registros, em um curto

período de tempo, sendo necessário em torno de quatro a cinco meses para que as amostragens atinjam patamares confiáveis.

Ainda relacionado à compilação de estudos, a alteração de tamanho de área de vida com relação à diferentes latitudes não foi verificada, apesar da latitude influenciar diversos parâmetros para esta espécie, como início da estação reprodutiva e número de filhotes gerados (Monteiro-Filho e Cáceres, 2006). É provável que a latitude não seja o principal determinante de disponibilidade de recursos de gambás, visto que a disponibilidade de recursos é um dos fatores mais importantes na regulação de tamanho de área de vida (Lindstedt *et al.*, 1986; Cáceres e Monteiro-Filho, 2006)

O presente estudo traz os primeiros dados de área de vida diária estimados através da telemetria para a espécie. Apesar de grandes áreas de vida terem sido detectadas, nota-se que esta área não é totalmente utilizada em um único dia, com a área de vida diária correspondendo em média à 31,8% da área de vida total. DA3 apresentou uma proporção área de vida diária/total muito mais elevada que os demais, possivelmente por sua área de vida total ter sido subestimada ou pela mesma ainda não ter definido os limites de sua área de vida por completo.

A área de vida diária média aqui estimada (12,61ha) é maior do que a encontrada por Almeida (2008) (0,08 ha) para *D. albiventris* através da técnica do carretel, o que era esperado, visto que, apesar da técnica do carretel permitir o acompanhamento contínuo do animal, isto ocorre por um curto espaço de tempo. O peso dos carretéis é limitado de acordo com o peso do animal, sendo que Almeida (2008) empregou carretéis de 200 e 500 metros de comprimento e grande parte da linha é utilizada com o deslocamento vertical. Porque o deslocamento horizontal médio aqui verificado em 24 horas foi de 1.853 metros (chegando até 3.970 metros), não seria viável, neste caso, utilizar a técnica do carretel para estimar a área de vida diária. Contudo, esta técnica seria útil para avaliar a movimentação vertical, o que é mais difícil através da telemetria.

Do mesmo modo, Cerboncini *et al.* (2011) detectaram áreas de vida diárias variando entre 0,2 e 2,7 ha para *Didelphis aurita*, empregando o carretel de rastreamento. Leal (2013), utilizando a mesma técnica, verificou para *D. aurita* áreas de vida diárias variando entre 0,07 e 2,34 ha. Contudo, a autora afirma que estes

valores seriam maiores com uma maior disponibilidade de linha, uma vez que encontrou uma correlação positiva entre o comprimento da linha e o tamanho da área de vida diária. Vale ressaltar que os resultados obtidos pelos métodos do carretel e da telemetria não são diretamente comparáveis, já que ambos tem suas particularidades, sendo importante avaliar os objetivos específicos de cada estudo a fim de empregar o método com melhor custo benefício e mais adequado a cada pesquisa.

O valor médio de deslocamento verificado em 24 horas (1.856 metros) está de acordo com as poucas investigações existentes sobre o assunto. Monteiro-Filho (1987) verificou um deslocamento de 1600 metros em um dia para *D. albiventris*; Sunquist (1987) e Vaughan e Hawkins (1999) uma média de 1.000 e 788 metros, respectivamente, para *D. marsupialis* em uma noite. Vale ressaltar que o deslocamento aqui estimado é o valor horizontal mínimo, considerando que o animal caminhou em linha reta entre os pontos obtidos, do mesmo modo que o realizado nos estudos supracitados.

Uma grande variação individual de taxas de deslocamento foi verificada, as quais oscilaram entre 760 e 3.970 m, em um período de 24 horas. Sunquist *et al.*, (1987) também encontraram grande variação nos deslocamentos por noite entre os indivíduos monitorados, os quais tiveram valores variando entre 375 e 3.058 metros. Visto que as áreas de vida apresentam grande variação individual, é esperado que esta variação também seja encontrada para taxas de deslocamento. As maiores taxas de deslocamento foram verificadas para o indivíduo DA1, que também apresentou a maior área de vida, possivelmente devido ao comportamento característico dos machos jovens ou no início da vida adulta, descrito acima. Por outro lado, as menores taxas de deslocamento foram verificadas para os indivíduos DA2, macho mais velho com área de vida pequena, e DA5, fêmea cuja área de vida estava totalmente inserida na RPPN Fazenda Açu.

Deste modo, as taxas de deslocamento, assim como o tamanho da área de vida, indicam que o uso do espaço pode ser alterado de acordo com a idade e a qualidade do ambiente em que o indivíduo está inserido, existindo uma tendência de menor deslocamento para indivíduos idosos e em áreas mais ricas em recursos. Podgórski *et al.* (2013) ilustram, para outro mamífero de hábito onívoro, uma

diminuição no deslocamento em áreas mais ricas em recursos, como descrito no Capítulo 1. Os autores verificaram que indivíduos de *Sus scrofa* que habitavam áreas com menor qualidade deslocavam-se mais e forrageavam por maior tempo, o que está possivelmente atrelado às estratégias de obtenção de energia dos indivíduos.

Com relação aos períodos de atividade, a tendência verificada de aumento de deslocamento conforme a diminuição da luminosidade, de acordo com a hipótese de número 1, é um padrão já conhecido para o gênero (Sunquist *et al.*, 1987; Vaughan e Hawkins, 1999). Fitch e Shirer (1970), por exemplo, através do monitoramento de indivíduos de *D. virginiana*, verificaram que os deslocamentos à partir do ninho eram mais frequentes durante a noite. Porém, alguns eventos de deslocamento também foram computados durante o dia, o que, segundo os autores, estava relacionado a um aquecimento repentino logo após um período de frio intenso. Allen e colaboradores (1985), avaliando a mesma espécie, observaram uma maior taxa de deslocamento no período da noite, apesar de também terem verificado deslocamentos diurnos, sugerindo que este era possivelmente um deslocamento errático em busca de alimento. Posteriormente, Sunquist *et al.* (1987) monitoraram indivíduos de *D. marsupialis* e notaram um pico de atividades entre 19 e 20 horas, com 75% dos indivíduos ativos, sendo que esta atividade parecia diminuir ao longo da noite. De modo semelhante, Vaughan e Hawkins (1999) detectaram um pico de atividades entre 21 e 3 horas para a mesma espécie, sendo que o monitoramento realizado por Sunquist *et al.* (1987) e Vaughan e Hawkins (1999) foi restrito ao período entre às 18 e às 6 horas. Apesar de o deslocamento mostrar uma tendência de aumento com a diminuição da luminosidade no presente estudo, não foi possível verificar um pico de maior deslocamento de modo semelhante aos estudos supracitados, uma vez que a atividade se mostrou homogênea durante os diferentes períodos do dia. Logicamente, os resultados aqui obtidos não podem ser diretamente comparados àqueles advindos de pesquisas que avaliaram somente períodos noturnos e crepusculares (p.ex. Sunquist *et al.*, 1987; Vaughan e Hawkins, 1999). Além disso, é possível que, devido à dificuldade na manutenção de temperatura corporal à qual os gambás estão sujeitos (McNab, 1978), seja realmente mais interessante apresentar uma atividade principalmente noturna. Entretanto, é possível que em ambientes florestados, onde a amplitude térmica é

reduzida em comparação a áreas sem cobertura florestal (Melado, 2007), os gambás tenham a capacidade de manter atividade durante todos os períodos, sendo possível verificar aqui uma redução nas taxas médias de deslocamento nos períodos de temperaturas extremas.

Poucos estudos avaliando seleção de hábitat foram realizados com *Didelphis*. Vaughan e Hawkins (1999), em uma área de agricultura na Costa Rica, verificaram que *D. marsupialis* utilizou os diversos ambientes disponíveis de modo diferenciado. A vegetação que formava cerca viva foi utilizada em grande intensidade, enquanto estradas, pastos e cultivos eram utilizados em menor proporção. Além disso, cultivos abandonados de café, áreas colhidas, pomares e pastos altos eram utilizados na mesma proporção que a disponível. Leal (2013) verificou uma intensa utilização de área florestal por *D. aurita*, incluindo fragmentos e corredores e o oposto para pasto e cultivos, apesar destes se encontrarem em maior disponibilidade que aqueles. A autora encontrou, através da técnica de carretel de rastreamento, 11,6% das localizações em matriz, 26,3 % em corredores florestais estreitos e o restante em fragmentos, sugerindo a grande importância dos corredores ecológicos em áreas fragmentadas, no qual foram registrados, inclusive, 36,7% dos sítios de dormida.

Similarmente, observou-se no presente estudo uma tendência de utilização preferencial, com índices de seleção positivos, para fragmentos e matas-ciliares e uma seleção negativa de cultivos, de acordo com o previsto na hipótese de número 2. Contudo, é importante salientar que apesar de ser utilizado proporcionalmente menos do que disponível, o cultivo chegou a representar até 20% das localizações de um indivíduo e foi utilizado por quatro gambás, indicando o uso, ao menos eventual, deste ambiente pela espécie. Analisando as ilustrações referentes ao Kernel 50% verifica-se que as regiões de cultivo não estão entre aquelas utilizadas com grande frequência, o que é possivelmente reflexo do uso dos cultivos principalmente para deslocamento entre áreas de maior uso, podendo ser eventualmente utilizados como fonte de recursos. O fato dos corpos d'água estarem relacionados a índices positivos para apenas dois indivíduos pode ser decorrente da baixa representatividade deste ambiente perante toda área de estudo, o qual corresponde a apenas 0,16% da mesma. Além disso, é importante considerar que o método de localização por triangulação é apenas uma estimativa. Apesar de todos

os esforços para que a localização estimada seja a mais próxima da real (como diferença angular entre as localizações próximas a 90 graus, intervalo máximo de sete minutos entre localizações, maior proximidade possível do indivíduo sem afugentá-lo), existe uma diferença entre a localização real e a estimada, verificada em todos os estudos que aplicam este método (p.ex. Rocha, 2006), a qual foi inferior a 20 metros em 60% das localizações teste deste estudo.

Baseando-se na biologia da espécie que é solitária e onívora (Rossi *et al.*, 2006; Santos e Santori., 2009) e nos índices de seleção de hábitat, podemos notar aqui a manutenção de uso do hábitat natural pelos gambás, os quais aparentemente contornaram as alterações ocorridas em seu ambiente, com todos os indivíduos estudados mostrando uma seleção positiva para mata-ciliar e fragmentos, sendo em média maior para a mata-ciliar. Os indivíduos utilizaram diferentes fragmentos e até mais de um fragmento, sendo necessário, contudo, cruzar a matriz para isso, a qual parece ser utilizada principalmente para deslocamento. Espécies onívoras tendem a adaptar-se melhor às áreas fragmentadas, uma vez que são mais generalistas (Goodrich & Buskirk, 1995) e considerando-se a reduzida disponibilidade da mata-ciliar, espécies solitárias possivelmente seriam mais bem suportadas que àquelas de comportamento gregário. Deste modo, nota-se uma tendência de evitar áreas de cultivos e de deslocamento das áreas de vida para as matas-ciliares, que apesar de se encontrarem em disponibilidade bastante reduzida, mostram-se extremamente relevantes para a sobrevivência dos indivíduos de *Didelphis albiventris* estudados, indicando a grande importância da manutenção deste tipo de hábitat nos cenários de áreas fragmentadas.

Esperava-se encontrar uma relação negativa entre o grau de cobertura vegetal do hábitat e o horário de sua utilização, devido ao grau de luminosidade, com os indivíduos ficando menos expostos à medida que o dia escurecia, mas tal relação não foi evidenciada. Da mesma maneira, esperava-se uma maior utilização dos cultivos quando os mesmos tivessem uma altura maior, uma vez que ofereceriam mais cobertura e proteção, além de alimentos, como os grãos cultivados e a fauna a eles associados, como invertebrados e pequenos vertebrados. Contudo, este padrão também não foi detectado, rejeitando assim, as hipóteses de números 3 e 4. Tal fato nos leva a crer que os gambás não utilizam a matriz como importante fonte de recursos alimentares, caso contrário a utilização da

matriz aumentaria com o aumento de recursos disponíveis. É provável que a cultura seja utilizada principalmente para deslocamento entre fragmentos, independente da altura da mesma, quando estes deslocamentos sejam necessários.

O uso do espaço por *D. albiventris* foi avaliado pelo presente estudo e os dados obtidos mostram que a área de vida da espécie pode ser maior do que aquela apresentada por qualquer estudo prévio. Estes dados devem estar associados ao uso de um método mais robusto do que os anteriormente empregados, devido ao acompanhamento contínuo dos indivíduos e ao elevado número de localizações aqui obtido. Também detalhou que a área de vida diária apresenta certa variação, correspondendo a uma porção da área de vida geral, sendo superior àquelas já conhecidas. Verificou-se ainda que o uso do espaço por *D. albiventris* pode variar conforme a qualidade da área (tendendo a se deslocar mais e ter maior área de vida em áreas mais pobres em recursos), o método utilizado (sendo a área de vida e os deslocamentos frequentemente maiores nos estudos que utilizam telemetria, visto que o número de encontros costuma ser mais elevado), o tempo de monitoramento e número de localizações (com a área de vida aumentando conforme o aumento de encontros, até que a curva de acumulação de área de vida atinja uma assíntota), o tamanho da área de estudo (podendo a área de vida ser mais elevada em áreas de estudos maiores) e idade (com a área de vida e deslocamentos maiores para jovens que ainda não estabeleceram uma área fixa). Os gambás estudados apresentaram uma tendência de aumento de deslocamento com a diminuição do grau de luminosidade, mostrando-se, contudo, ativos durante todo o dia, o que deve ser considerado em estudos sobre padrões de atividade, evitando amostragens tendenciosas, realizadas predominantemente nos períodos crepusculares e noturnos. Uma seleção de hábitat positiva foi verificada para áreas florestadas, em especial para mata-ciliar, o que reforça seu papel como importante estrutura da paisagem, a qual parece ser de extrema relevância para a manutenção das populações locais de *Didelphis albiventris*.

3.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALÉSSIO, F. M. **Comportamento de *Didelphis albiventris* em um remanescente de Mata Atlântica no nordeste do Brasil**. 46p. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2004.

ALLEN, C. H.; MARCHINTON, R. L.; MAC LENTZ, W. Movement, habitat use and denning of opossums in the Georgia Piedmont. **American Midland Naturalist**, 113(2): 408-412. 1985.

ALMEIDA, A. J.; TORQUETTI, C. G.; TALAMONI, S. A. Use of space by neotropical marsupial *Didelphis albiventris* (Didelphimorphia: Didelphidae) in an urban forest fragment. **Revista Brasileira de Zoologia**, 25 (2): 214–219. 2008.

CÁCERES, N.C. Population ecology and reproduction of the white-eared opossum *Didelphis albiventris* (Mammalia, Marsupialia) in an urban environment of Brazil. **Ciência e Cultura**, 52 (3): 171-174. 2000.

CÁCERES, N.C. Use of the space by the opossum *Didelphis aurita* Wied-Newied (Mammalia, Marsupialia) in a mixed forest fragment of southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 20: 315-322. 2003.

CÁCERES, N. C.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Tamanho corporal em populações naturais de *didelphis* (mammalia:marsupialia) do Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, 59(3): 461-469. 1999.

CÁCERES, N. C.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Food habits, home range and activity of *Didelphis aurita* (Mammalia: Marsupialia) in a forest fragment of southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 36: 85-92. 2001.

CÁCERES, N.C.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. **Área de vida de marsupiais brasileiros**. Pp.203-215. In: CÁCERES, N.C.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. (eds). Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução. Editora da UFMS, Campo Grande, 364p. 2006.

CAJAL, J. L. Estudios preliminares sobre la area de acción en marsupiales (Mammalia: Marsupialia). **Physis**, 40 (98): 27–37. 1981.

CALENGE, C. The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. **Ecological Modelling**, 197, 516-519. 2006.

CANTOR, M.; FERREIRA, L. A.; SILVA, W. R.; SETZ, E. Z. F. Potential seed dispersal by *Didelphsi albiventris* (Marsupialia, Didelphidae) in highlydisturbed environment. **Biota Neotropica**, 10(2): 45-51. 2010.

CERBONCINI, R. A. S.; PASSAMANI, M.; BRAGA, T. V. Use of space by black-eared opossum *Didelphis aurita* in a rural area in southeastern Brazil. **Mammalia**, 75: 287-290. 2011.

CERQUEIRA, R. The distribution of *Didelphis* in South America (Polyprotodontia, Didelphidae). **Journal of Biogeography**, 12: 135-145. 1985.

CHARLES-DOMINIQUE, P.; ATRAMENTOWICZ, M.; CHARLES-DOMINIQUE, M.; GÉRARD, H.; HLADIK, A.; HLADIK, C. M.; PRÉVOST, M. F. Les mammifères frugivores arboricoles nocturnes d'une forêt guyanaise: Inter-relations plantes-animaux. **Revue d'Ecologie (Terre et vie)**, 35: 341-435. 1981.

COSTA, L.; ASTUA DE MORAES, D.; BRITO, D.; SORIANO, P.; LEW, D.; DELGADO, C. *Didelphis albiventris*. **The IUCN Red List of Threatened Species**. 2008. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 11 May 2015.

FERNANDEZ, F. A. S.; PIRES, A. S. Perspectivas para a sobrevivência dos marsupiais brasileiros em fragmentos florestais: o que sabemos e o que ainda precisamos aprender, p.191-201. In: CÁCERES, N. C.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. (Org.). **Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução**. Editora UFMS, Campo Grande, MS. 2006.

FITCH, H.S.; SHIRER, H. W. A Radiotelemetric study of spatial relationships in the opossum. **American Midland Naturalist**, 84 (1): 170-186. 1970.

FONSECA, G. A. B.; ROBINSON, J. G. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. **Biological Conservation**, 53: 265-294. 1990.

GOODRICH, J. M.; BUSKIRK, S. W. Control of abundant native vertebrates for conservation of endangered species. **Conservation Biology**, 9:1357-1364. 1995.

HEMSON, G.; JOHNSON, P.; SOUTH, A.; KENWARD, R.; RIPLEY, R.; MACDONALD, D. Are kernels the mustards? Data from global positioning system (GPS) collars suggests problems for Kernel home-range analyses with least-square cross-validation. **Journal of Animal Ecology**, 74: 455-463. 2005.

HILL, J.P. Some observations on the early development of *Didelphis aurita*. **Quarterly Journal of Microscopical Science**, 63:91-139. 1918

IAPAR Instituto Agrônômico do Paraná. **Cartas climáticas do Paraná**. 2011. <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=597>

IVLEV, V. S. **Experimental Ecology of the Feeding of Fishes**. New Haven: Yale University Press. 1961.

JOHNSON, D. H. The comparasion of usage and availability measurements for evaluating resource preference. **Ecology**, 61: 65-71. 1980.

KENWARD, R. E.; CLARKE, R. T.; HODDER, K. H.; WALLS, S. S. Density and linkage estimators of home range: nearest-neighbor clustering defines multi-nuclear cores. **Ecology**, 82: 1905-1920. 2001.

LEAL, K. P. G. **Uso do espaço por *Didelphis aurita* (Wied-Newied, 1826) em uma área fragmentada do Sul de Minas Gerais**. 82p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Lavras, Lavras. 2013.

LINDSTED, S. L.; MILLER, B. J.; BUSKIRK, S. W. Home Range, Time, and Body Size in Mammals. **Ecology**, 67(2): 413-418. 1986.

MELADO, J. **Pastagem Ecológica e serviços ambientais da pecuária sustentável**. Revista Brasileira de Agroecologia, 2(2): 1777-1783. 2007.

MIGUENS, A. P. **Agulhas náuticas; Conversão de rumos e marcações**.p:72-116. In: MIGUENS, A. P. Navegação: A ciência e a arte, Volume I: Navegação costeira, estimada e em águas restritas. 2013.

MOHR, C. O. Table of equivalent populations of North American mammals. **American Midland Naturalist**, 37: 223-249. 1947.

MONTEIRO-FILHO, E. L. A. **Biologia reprodutiva e espaço domiciliar de *Didelphis albiventris* em uma área perturbada na região de Campinas, Estado de São Paulo (Mammalia: Marsupialia)**. 89p. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 1987.

MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; ABE, A. S.. Catchability of the white-eared opossum, *Didelphis albiventris*, in a disturbed area of Southeastern Brazil. **Arquivos de ciências veterinárias e zoológicas**, UNIPAR, 2 (1): 31-35. 1999.

OLIVEIRA, M. L.; FERREIRA, R. M.; GOMES, M. P.; IHA, D. S. LORENZON, C. S.; DUARTE, J. M. B. Estudo populacional de gambás *Didelphis albiventris* (Mammalia:Didelphidae), em um pequeno fragmento florestal. **Mastozoología Neotropical**, 17(1): 161-165. 2010.

OFFERMAN, H. L.; DALE, V. H.; PEARSON, S. M.; BIERREGAARD JÚNIOR, R. O.; O'NEILL, R. V. Effects of forest fragmentation on neotropical fauna: current research and data availability. **Environmental Reviews**, 3: 191-211. 1995.

PARDINI, R.; SOUZA, S. M.; BRAGA-NETTO, R.; METZGER, J. P.. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in a tropical forest landscape. **Biological Conservation**, 124:253-266. 2005.

PODGÓRSKI, T.; BAS, G.; JEDRZEJEWSKA, G.; SONNICHSEN, L.; SNIEZKO, S.; JEDRZEJEWSKI, W.; OKARMA, K. Spatiotemporal behavioral plasticity of wild boar (*Sus scrofa*) under contrasting conditions of human pressure: primeval forest and metropolitan area. **Journal of Mammalogy**, 94(1): 109–119. 2013.

POWELL, R. A. **Animal home ranges and territories and home range estimators**. 65-110p, *In*: BOITANI, L.; FULLER, T. K. (eds.). Research techniques in animal ecology: controversies and consequences. Columbia University Press, New York, USA. 2000.

PREVEDELLO, J. A.; MENDONÇA, A. F.; VIEIRA, M. V. Uso do espaço por pequenos mamíferos: uma análise dos estudos realizados no Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, 12(4): 610-625. 2008.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2014. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

REYNOLDS, H. C. Some aspects of the life history and ecology of the opossum in Central Missouri. **Journal of Mammalogy**, 26: 361-379. 1945.

ROCHA, F. L. **Áreas de uso e seleção de habitats de três espécies de carnívoros de médio porte na Fazenda Nhumirim e arredores, Pantanal da Nhecolândia, MS**. 93p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 2006.

ROSSI, R.V.; BIANCONI, G.V.; PEDRO, W.A. **Ordem Didelphimorphia**. p.27-66. *In*: REIS, N.R. PERACCHI, A.L., PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. (Eds.) Mamíferos do Brasil. Universidade Estadual de Londrina, Londrina. 2006.

RYSER, J. The mating system and mal mating success of the Virginia opossum (*Didelphis virginiana*) in Florida. **Journal of Zoology**, 228: 127-139. 1992.

SANCHES, V. Q. A.; GOMES, M. M. A.; PASSOS, F. C.; GRACIOLLI, G.; RIBAS, A. C. A. Home-range and space use by *Didelphis albiventris* (Lund 1840) (Marsupialia, Didelphidae) in Mutum Island, Paraná river, Brazil. **Biota Neotropica**, 12(4): 1-6. 2012.

SANTOS, L. B.; SANTORI, R. T. **Ordem Didelphimorphia**. p26-48. *In*: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; FRREGONEZI, M. N.; ROSSANEIS, B. K. Guia Ilustrado Mamíferos do Paraná-Brasil. Editora USEB. Pelotas. 220p. 2009.

SANTOS JUNIOR, J. E. **Avaliação da preferência alimentar de *Panstrongylus megistus* (burmeister, 1835) e infecção por *Trypanosoma cruzi* (chagas, 1909), num fragmento de floresta em Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil.** 43p. Dissertação de mestrado. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2007.

SCHWEIGMANN, N. J.; PIETROKOVSKY, S.; BOTTAZZI, V.; CONTI, O.; BUJAS, M. A.; WISNIVESKY-COLLI, C. Estudio de la prevalencia de la infección por *Trypanosoma cruzi* en zarigüeyas (*Didelphis albiventris*) en Santiago del Estero, Argentina. **Revista Panamericana de la Salud**, 6: 371–377. 1999.

SEAMAN, D. E.; POWELL, R. A. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. **Ecology**, 77: 2075-2085. 1996.

SHARMAN, G. B. Reproductive physiology of marsupials. **Science**, 167: 1221-1228. 1970.

SUNQUIST, M. E.; AUSTAD, S. N.; SUNQUIST, F. Movement patterns and home range in the common opossum (*Didelphis marsupialis*). **Journal of Mammalogy**, 68(1): 173-176. 1987.

SWIHART, R. F. & SLADE, N. A. Influence of sampling intervals on estimates of home range size. **Journal of Wildlife Management**, 49: 1019-1025. 1985.

VAUGHAN, C. S.; HAWKINS, L. F. 1999. Late dry season habitat use of common opossum, *Didelphis marsupialis* (Marsupialia: Didelphidae) in neotropical lower montane agricultural areas. **Revista de Biología Tropical**, 47: 263-269. 1999.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal.** Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro. 19991.

WORTON, B. J. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home range studies. **Ecology**, 70: 164-168. 1989.

WORTON, B. J. Using Monte Carlo simulation to evaluate Kernel-based home range estimators. **Journal of Wildlife Management**, 59(4): 794-800. 1995.

WRIGHT, J. D.; BURT, M. S.; JACKSON, V. L. Influences of an Urban Environment on Home Range and Body Mass of Virginia Opossums (*Didelphis virginiana*). **Northeastern Naturalist**, 19 (1): 77-86. 2012.

WHITE, G. C. & GARROT, R. A. **Analysis of wildlife radio-tracking data.** Nova York: Academic Press. 383p. 1990.

ZIMMERMAN, J. W.; POWELL, R. A. Radiotelemetry error: location error method compared with error polygons and confidence ellipses. **Canadian Journal of Zoology**, 73: 1123-1133. 1995.

4. CAPÍTULO 3 - USO DO ESPAÇO POR *NASUA NASUA* EM UMA PAISAGEM DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL

4.1 INTRODUÇÃO

O quati, *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766), é um carnívoro Procyonidae (Mammalia, Carnivora) de médio porte, com peso entre 2,7 e 14 kg e de hábito onívoro (Santos *et al.*, 2009). Apresenta coloração variando entre o alaranjado e o marrom-escuro, possui cauda longa e anelada, cabeça triangular e o focinho estreito e móvel (Cheida *et al.*, 2006; Santos *et al.*, 2009). A espécie é exclusiva, abundante e de ampla distribuição na América do Sul, ocorrendo em todo o continente (Emmons e Feer, 1990; Cheida *et al.*, 2006). É comum em fragmentos florestais e costuma ser uma das espécies observadas com maior frequência em estudos populacionais de carnívoros (Gompper e Decker, 1998; Chiarello, 1999; Cullen *et al.*, 2000; Nakano-Oliveira, 2002). São capazes de cruzar extensas áreas entre remanescentes, porém costumam ser sensíveis ao tamanho do fragmento, possivelmente pelo comportamento gregário que exige uma alta disponibilidade de recursos (Michalski e Peres, 2007). As fêmeas vivem em grupos sociais que podem apresentar até 30 indivíduos incluindo filhotes e subadultos, sendo que machos adultos normalmente são aceitos apenas durante o período reprodutivo (Gompper & Decker, 1998; Cheida *et al.*, 2006).

Estudos sobre o uso do espaço para esta espécie são escassos, sendo que o tamanho da área de vida aparentemente varia entre machos, fêmeas e grupos sociais. Crawshaw (1995) encontrou valores de área de vida de 110 e 620 ha, para uma fêmea e um macho, respectivamente, no Parque Nacional do Iguaçu. Ainda na Mata Atlântica, Nakano-Oliveira (2002) verificou que a área de vida de uma fêmea (630 ha) aparentemente inserida em um grupo social era maior do que a de um macho solitário (490 ha). No mesmo bioma, Beisiegel e Mantovani (2006) verificaram uma área de vida média de 455 ha para um grupo em três anos de estudo, sendo que o grupo alterou o posicionamento de sua área de vida ao longo da pesquisa. Costa *et al.* (2009) estudaram três grupos de quatis em um fragmento urbano de Cerrado com 130 ha e encontraram o valor de 14 ha para área de vida de um dos grupos e 15 ha para outros dois grupos, monitorados através de observação direta. Trovati e colaboradores (2010), também no cerrado, encontraram áreas de

vida de 380 e 220 ha para dois machos solitários, os quais sobrepuaram suas áreas de vida e 755 ha para um macho juvenil, o qual possivelmente estaria alocado em um grupo. No Pantanal sul mato-grossense, Rocha (2006) verificou valores de área de vida de 110 e 130 ha para duas fêmeas e 140 e 150 ha para dois machos, além de notar sobreposição de áreas de vida entre fêmeas e entre machos e fêmeas, mas não entre machos. Os valores supracitados são referentes ao método do mínimo polígono convexo (MPC), o qual será descrito a seguir.

Segundo Johnson (1980), a seleção de hábitat ocorre quando um ambiente é utilizado desproporcionalmente em relação à sua disponibilidade e pode ser estudada em três escalas. Na escala de terceira ordem apenas a área de vida de cada indivíduo é levada em consideração, enquanto que na escala de segunda ordem toda a área de estudo é analisada. Já a escala de primeira ordem é raramente estudada, visto que avalia a seleção de hábitat em toda a extensão da área de ocorrência da espécie. Os quatis ocorrem primariamente em ambientes florestados (Gompper & Decker, 1998), contudo, a sua ocorrência vem sendo relatada para diversos ambientes como matas de galeria, cerrados, campos, áreas inundáveis e de capoeiras (Emmons & Feer, 1990; Brooks, 1993; Nakano-Oliveira, 2002; Trovati, 2004, Rocha, 2006). Segundo Rocha (2006), aparentemente existe variação individual com relação à seleção de hábitat pelos quatis, podendo ter influência do sexo. De acordo com a autora, o grau de seleção também pode influenciar os índices de seleção, uma vez que a mesma verificou uma seleção positiva de utilização para os hábitats lagos, florestas e campos cerrado e negativa de cerrado, em relação à seleção de segunda ordem de Johnson (1980). Por outro lado, para seleção de terceira ordem a autora observou que os diferentes sexos utilizaram o ambiente de maneira oposta, com os machos utilizando a floresta em maior intensidade, evitando campos inundáveis e as fêmeas utilizando intensamente os campos inundáveis, não mostrando seleção por floresta.

Este estudo pretende avaliar o modo como *Nasua nasua* utiliza o espaço em áreas de fragmentos florestais inseridas em cultivos agrícolas, além de testar a hipótese de que, por ser uma espécie onívora e gregária, a mesma inclua os cultivos em sua área de vida, na busca dos recursos necessários para o grupo, principalmente no período em que a cultura esteja mais alta, oferecendo maior proteção e recursos. Ainda com relação ao uso do espaço, acredita-se que os quatis

apresentem maior atividade nos períodos de maior luminosidade, visto que os mesmos são primariamente diurnos (Cheida *et al.*, 2006).

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área de estudo

A área de estudo esta descrita na apresentação da tese.

4.2.2 Captura

O presente projeto obteve autorização de número 33812-1 do Ministério do Meio Ambiente para captura dos indivíduos. A captura dos quatis foi realizada entre fevereiro e novembro de 2013, através do emprego de 20 armadilhas do tipo Tomahawk com dimensões 1,15 m X 0,6 m X 0,4 m. As mesmas foram instaladas em duas transecções de 8 km, cada uma apresentando cinco estações de coleta, cada qual com duas armadilhas. Estas foram armadas durante 12 dias por mês, durante 10 meses e revisadas a cada 24 horas. Como isca foram utilizados pintos vivos ou uma mistura contendo pedaços grandes de bacon, banana e sardinha. Além disso, caldo de galinha foi derramado no entorno das armadilhas, com o propósito de aumentar a atração dos animais. Os pintos foram mantidos dentro de gaiolas menores acopladas à armadilha, de modo que o quati não tivesse acesso à presa, conforme recomendado pelo comitê de ética no uso de animais da Universidade Federal do Paraná. A transecção 1 continha cinco estações de coleta (10 armadilhas) ao longo do Rio Açu (ver lado esquerdo da Figura 3.1), sendo duas estações localizadas na RPPN Fazenda Açu. A transecção 2 possuía cinco estações de coleta (10 armadilhas) em fragmentos florestais (ver lado direito do da Figura 3.1), com duas estações na RPPN Fazenda Açu.

As armadilhas foram instaladas em locais pré-determinados com base na maior distância possível de áreas utilizadas por humanos, na proximidade de vestígios como pegadas ou fezes e na presença de animais com base no registro de câmeras trap, as quais foram instaladas nas áreas em um estudo piloto, com o intuito de determinar o local com maior probabilidade de captura dos quatis. A fim de que o animal se familiarizasse com o objeto inserido em seu ambiente, o local selecionado para instalação das armadilhas foi cevado previamente com sardinha,

banana, bacon e caldo de galinha e as gaiolas permaneceram abertas e desarmadas.



Figura 3.1. Carta imagem criada a partir de imagem de satélite da área de estudo, obtida em 30 de outubro de 2013 através do Google Earth. As estrelas representam as 10 estações de coleta.

Um grupo de médicos veterinários do Hospital Veterinário da Universidade Federal do Paraná, Setor Palotina, acompanhou e assistiu a todos os procedimentos pós-captura. Os animais capturados foram avaliados clinicamente e fisicamente, pesados, medidos, marcados com brincos numerados (*ear tags*) e fotografados. A partir da avaliação do tamanho do indivíduo, desgaste e coloração de seus dentes, além de sinais reprodutivos investigados nas fêmeas, como tamanho e coloração dos mamilos e presença de leite, foram selecionados apenas indivíduos adultos para serem monitorados. A contenção química foi realizada através dos fármacos Cetamina S + (dose 8mg/Kg), Midazolam (dose 1mg/Kg) e Morfina (dose 0,4mg/Kg),

todos inseridos em um dardo e administrados via intramuscular com auxílio de uma zarabatana. Um rádio colar, modelo ATS M1940B, pesando 44 gramas, foi fixado nos indivíduos selecionados e após a completa recuperação, o animal foi liberado no mesmo local da captura. Os indivíduos foram catalogados com o prefixo NN seguidos de um número.

4.2.3 Monitoramento

O monitoramento ocorreu através da rádio-telemetria, sem bases fixas, com auxílio de rádio receptor (ATS R410), bússola de precisão de um grau (Engineer), receptor GPS (Garmin, etrex Legend HCx) e uma antena Yagi três elementos, com as localizações determinadas pelo método da triangulação (Cf. White and Garrot, 1990).

Os indivíduos foram monitorados em períodos diurnos e noturnos, possibilitando averiguar diferentes períodos de atividade. Além disso, para análise de área de vida e seleção de hábitat, o intervalo entre as obtenções das localizações foi de pelo menos 24 horas, garantindo a independência das mesmas (Swihart & Slade, 1985; Rocha, 2006). Todavia, para possibilitar a análise de fatores como mobilidade e área de vida diárias, foram realizadas 22 expedições onde nove localizações foram tomadas em um período de 24 horas, sendo realizada uma localização a cada três horas, resultando em nove encontros e oito intervalos de deslocamento.

As localizações foram realizadas de modo a conseguir uma diferença angular entre elas próximas a 90 graus, sendo aceitável uma diferença entre 30 e 150 graus, conforme o sugerido por White e Garrot (1990). Além disso, as localizações foram tomadas em um intervalo máximo de sete minutos entre elas. Cada triangulação, para estimar a localização do indivíduo monitorado, foi realizada a partir da obtenção do sinal emitido pelo rádio-colar em três diferentes pontos da área de estudo.

Os testes para determinar a acurácia das localizações foram realizados através de buscas por rádio transmissores escondidos, os quais tinham a localização pré-determinada por um receptor GPS, permitindo a comparação posterior da localização real e da estimada através da triangulação.

4.2.4 Análise dos dados

A calibração da leitura da bússola foi efetuada para determinar cada localização, levando-se em conta a declinação magnética. Deste modo, foi realizada a conversão do azimute magnético (obtido com a bússola) para o geográfico, com auxílio do "National Geophysical Data Center" (<http://www.ngdc.noaa.gov/geomag-web/>) e o desvio padrão entre o azimute observado e o esperado a partir de 30 triangulações iniciais.

As áreas de vida total e diária foram inicialmente estimadas através do método do Mínimo Polígono Convexo (Mohr, 1947), que consiste na ligação dos pontos externos referentes às localizações de um indivíduo de modo a formar um polígono apenas com lados convexos. Este método não faz suposições sobre a probabilidade de distribuição dos dados no espaço (Jacob e Rudran, 2004) e a sua utilização permite a comparação com os demais estudos, uma vez que o mesmo é o mais frequentemente aplicado (p.ex. Nakano-Oliveira, 2002; Beisiegel e Mantovani, 2006). Foi utilizado também o método do Kernel Fixo com 95% e 50% das localizações, considerado o mais adequado por diversos autores (Worton, 1995; Seaman & Powell, 1996; Powell, 2000). Além de permitir a detecção de múltiplos centros de atividade (Worton 1989; Kenward, *et al.* 2001), este método não apresenta uma correlação positiva obrigatória entre o tamanho da amostra e o tamanho da área de vida (Seaman & Powell, 1996). O mesmo é capaz de excluir áreas usadas com pouca frequência pelos animais, uma vez que não considera pontos distantes da área com maior atividade (Hemson *et al.*, 2005). Ambas as análises foram realizadas com auxílio do Programa R (R Development Core Team, 2014), pacote *adehabitatHR* (Calenge, 2006), funções "mcp" e "KernelUD".

A partir dos dados de área de vida referentes ao método do MPC, curvas de acumulação de área de vida de acordo com o número de localizações e tempo de monitoramento serão geradas, a fim de verificar o grau de confiabilidade das amostras.

A relação entre o tamanho das áreas de vida (total e diária) e o peso dos indivíduos foi analisada através de uma correlação de Pearson. Além disso, a fim de testar a existência de relação entre tamanho de área de vida e sexo foi realizado o teste não paramétrico Mann-Whitney, onde o parâmetro adotado para o p foi $<0,05$.

Uma compilação de estudos sobre o uso do espaço por *Nasua nasua*, através da telemetria, foi realizada visando à caracterização de fatores capazes de influenciar a área de vida estimada em cada pesquisa. A relação entre o tamanho médio de área de vida estimado e outros três fatores foi analisada através de uma correlação de Pearson, sendo eles o número de localizações, a latitude e o tamanho das áreas de estudo.

O deslocamento foi determinado através da distância mínima percorrida, ou seja, a medida em linha reta entre duas localizações (Prevedello *et al.*, 2008). Foi avaliada também a soma de todas as distâncias realizadas em uma série de 24 horas, resultando na distância mínima percorrida durante um dia completo. Através de uma correlação de Pearson foi avaliada a existência de relação entre taxa de deslocamento e os períodos do dia, os quais receberam índices de 1 a 3 de acordo com o seguinte critério: os horários entre as 21 e 6 horas foram considerados com pouca luminosidade (índice 1); das 18 e 21 horas e das 6 e 9 horas com média luminosidade (índice 2); e das 9 e 18 horas com muita luminosidade (índice 3). Devido ao erro intrínseco ao método, quando o ponto verificado tinha no máximo 20 metros de distância do ponto anterior foi considerado ausência de deslocamento.

A seleção do hábitat foi avaliada por meio da comparação da utilização dos habitats em relação às suas disponibilidades, através do índice de Eletividade de Ivlev (1961), representado por $E = (U_i - D_i) / (U_i + D_i)$, onde U_i é a proporção de utilização de determinado hábitat e D_i a proporção de sua disponibilidade. Este índice varia de 1 (alta utilização) a -1 (não utilização), sendo que o valor 0 indica ausência de preferência. A análise de seleção de hábitat foi realizada nas escalas de segunda e terceira ordem definidas por Johnson (1980). A maior utilização por determinado hábitat foi considerada quando a proporção de seu uso for superior a sua disponibilidade e a menor utilização quando a proporção utilizada foi inferior àquela disponível. Os habitats disponíveis na área de estudo são: Corpos de água (lagos ou rios); áreas de cultivo; fragmentos florestais e matas ciliares. O tamanho de suas áreas foi computado com auxílio do programa Google Planimeter.

Para investigar a relação entre altura do cultivo e sua frequência mensal de utilização, calculada a partir da porcentagem mensal de localizações em cultura, foi realizada uma correlação de Pearson. A área de cultivo foi dividida em cinco classes a saber: 1 = ausência de cultivo; 2 = soja baixa (altura até 45 cm); 3 = soja alta ou milho baixo (altura entre 45 e 90 cm); 4 = milho médio (altura entre 90 e 120 cm); e

5 = milho alto (altura entre 120 e 240 cm), sendo que a produção de grãos de soja se dá na etapa 3 e a de milho na etapa 5. Nesta análise os dados dos indivíduos NN1 e NN3 não foram utilizados, visto que o primeiro foi monitorado por menos de um mês, impossibilitando determinar frequência de utilização mensal do cultivo, e o segundo só foi localizado em áreas florestadas.

Todas as correlações foram realizadas no Programa R (R Development Core Team, 2014), através da função "cor.test".

O período reprodutivo da espécie, na área de estudo, foi estimado a partir da prenhez das fêmeas, tendo como base a duração da gestação que é de cerca de 75 dias (Brown, 1936).

4.3 RESULTADOS

A declinação magnética aplicada para correção do Norte magnético em relação ao Norte geográfico foi 16,5 graus. O desvio padrão obtido entre o azimute magnético observado e o real foi seis graus ($n=30$), a partir dos testes investigativos sobre a acurácia da estimativa de localização. A distância entre a localização estimada e real variou entre 0 e 120 metros, sendo que em 60% das vezes a mesma foi inferior à 20 metros e em 90% das vezes inferior à 100 metros, após as devidas correções.

Seis indivíduos passíveis de receber um rádio colar foram capturados de janeiro a outubro de 2013, em 120 dias de coleta, somando 2.400 armadilhas x dia. Destes, dois indivíduos eram machos e quatro fêmeas, todas prenhas (Figura 3.2). Em duas ocasiões, durante a captura das fêmeas NN3 e NN4, foi possível detectar um grupo próximo à armadilha em que o animal havia sido capturado. A taxa de captura foi 0,0075, com 18 capturas de 17 indivíduos. A Tabela 3.1 mostra o sexo e o peso de cada indivíduo monitorado.



Figura 3.2. Capturas e instalação de coleiras com transmissores em quatis (*Nasua nasua*) em fragmentos da Fazenda Açú (PR). A. Indivíduo NN2 ainda na armadilha. B. Acompanhamento do indivíduo NN2 após aplicação de anestesia. C. Rádio-colar recém instalado no indivíduo NN5. D. Região ventral do indivíduo NN5, evidenciando a prenhez.

Tabela 3.1. Sexo e peso (kg) dos quatis (*Nasua nasua*) monitorados na Fazenda Açú (PR).

INDIVÍDUO	SEXO	PESO (kg)
NN1	M	7,00
NN2	M	6,15
NN3	F	4,28
NN4	F	4,90
NN5	F	4,80
NN6	F	4,10

Foram obtidas 181 localizações independentes, realizadas em um intervalo mínimo de 24 horas entre elas, entre 12 de julho de 2013 e 19 de junho de 2014. Estas localizações foram empregadas para estimar a área de vida total dos indivíduos e a seleção de hábitat. Para determinar área de vida e deslocamentos diários foram utilizadas 198 localizações e 176 intervalos de deslocamento, obtidos

em 22 séries de 24 horas, totalizando 379 localizações ao longo do monitoramento (média por indivíduo=63,17 \pm 32,31). Contudo, a primeira localização de cada série de 24 horas foi considerada também como uma localização independente, totalizando 203 localizações independentes para determinar área de vida geral e seleção de hábitat e 198 para estimar áreas de vida diárias (Tabela 3.2).

Tabela 3.2. Intervalo e período de monitoramento dos quatis (*Nasua nasua*) estudados na Fazenda Açú (PR), número de localizações independentes (incluindo a primeira localização de cada série de 24 horas), de expedições de 24 horas (cada qual com nove localizações, sendo que a primeira localização de cada série foi computada também como uma localização independente) e de localizações totais dos indivíduos monitorados.

INDIVÍDUO	INTERVALO	PERÍODO	LOCALIZAÇÕES INDEPENDENTES	EXPEDIÇÕES DE 24 HORAS	LOCALIZAÇÕES TOTAIS
NN1	12/07/2013 até 02/08/2013	21 dias	11	1	19
NN2	31/07/2013 até 22/03/2014	235 dias	54	6	102
NN3	03/09/2013 até 22/01/2014	142 dias	35	5	75
NN4	09/10/2013 até 19/06/2014	254 dias	51	4	83
NN5	10/10/2013 até 12/06/2014	246 dias	39	4	71
NN6	10/10/2013 até 05/12/2013	57 dias	13	2	29
			TOTAL = 203	22	379

4.3.1 Área de vida

As áreas de vida aqui estimadas variaram entre 7,58 e 935,46 ha, com média 294,36 (\pm 201,86), para o método do MPC, sendo que o indivíduo NN3 apresentou a menor área de vida e o NN1 a maior, mesmo tendo sido monitorado pelo menor tempo (Tabela 3.3, Figura 3.3).

Como pode ser observado na Tabela 3.3, as áreas de uso estimadas pelos métodos do MPC e KF (95%, 50%) apresentaram grande variação para a maioria dos indivíduos. As figuras 3.4 a 3.9 ilustram as áreas de vida estimadas pelo MPC e KF sobrepostas para cada um dos indivíduos, sendo que a imagem gerada através do KF indica diferentes intensidades de uso dentro da área de vida individual, variando de branco (alta utilização - KF50%) ao laranja (baixa utilização - KF 95%).

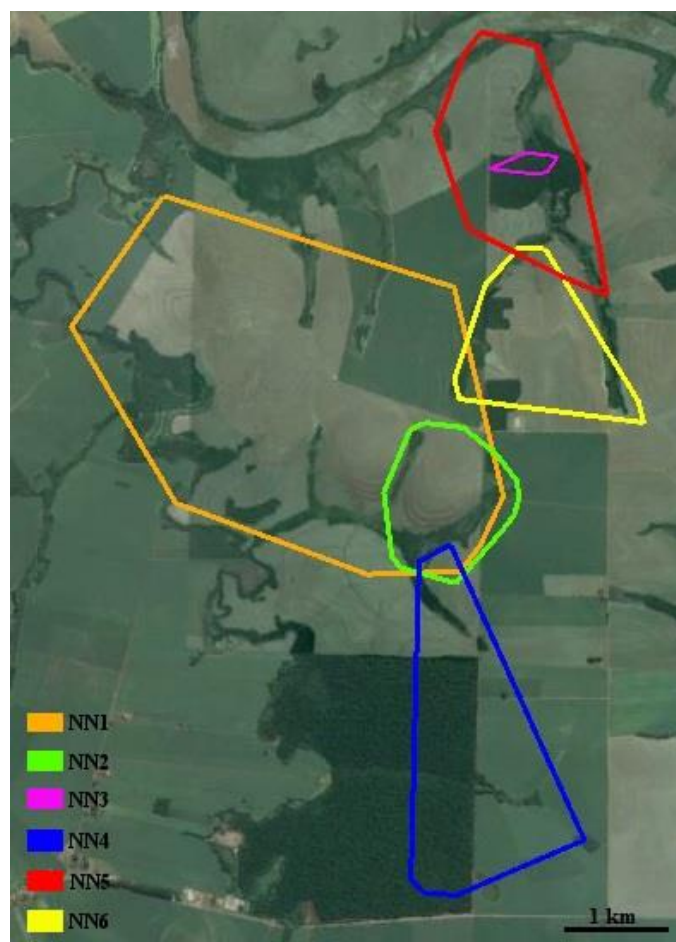


Figura 3.3. Áreas de vida (em ha) dos quatis (*Nasua nasua*) monitorados na Fazenda Açu (PR) representadas por polígonos sobre uma carta imagem, a qual foi criada a partir de imagem de satélite obtida em 30 de outubro de 2013, através do Google Earth.

Tabela 3.3. Área de vida (em ha) estimada pelos métodos MPC e KF, para os quatis (*Nasua nasua*) monitorados na Fazenda Açu (PR).

INDIVÍDUO	ÁREA DE VIDA (ha)		
	MPC	KF 95%	KF 50%
NN1	935,46	1.932,97	648,35
NN2	130,10	153,82	16,89
NN3	7,58	10,47	1,72
NN4	295,36	334,8	81,29
NN5	230,54	240,78	68,89
NN6	167,12	305,02	150,23
média	294,36	496,31	161,23
desvio padrão	328,78	713,49	244,38

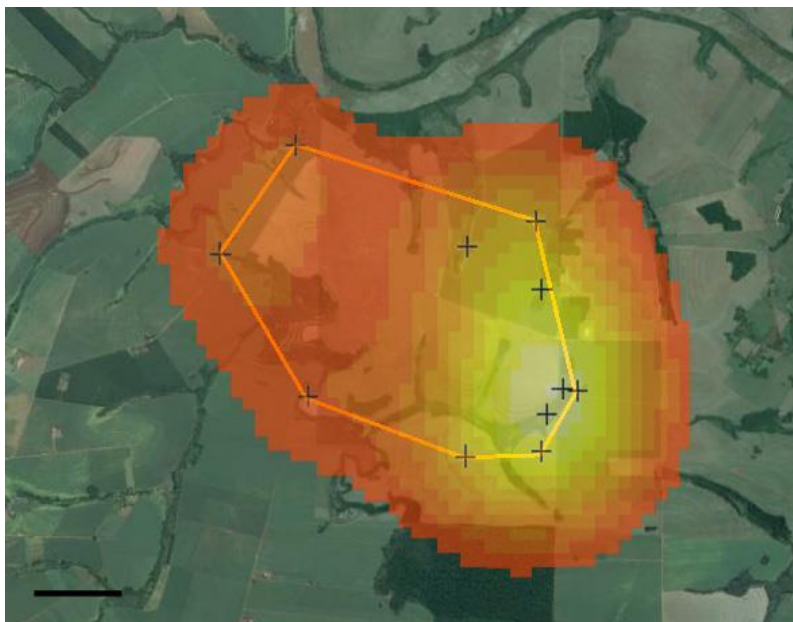


Figura 3.4. Áreas de vida (em ha) do quati (*Nasua nasua*) NN1 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma carta imagem, a qual foi criada a partir de imagem de satélite obtida em 30 de outubro de 2013, através do Google Earth. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono laranja e a calculada pelo método do KF pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). Os pontos negros indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 1 km.

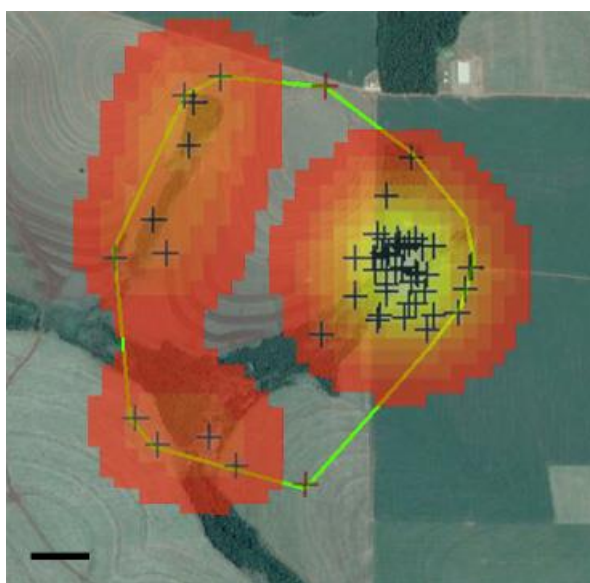


Figura 3.5. Áreas de vida (em ha) do quati (*Nasua nasua*) NN2 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma carta imagem, a qual foi criada a partir de imagem de satélite obtida em 30 de outubro de 2013, através do Google Earth. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono verde e a calculada pelo método do pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). Os pontos negros indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 0,2 km.

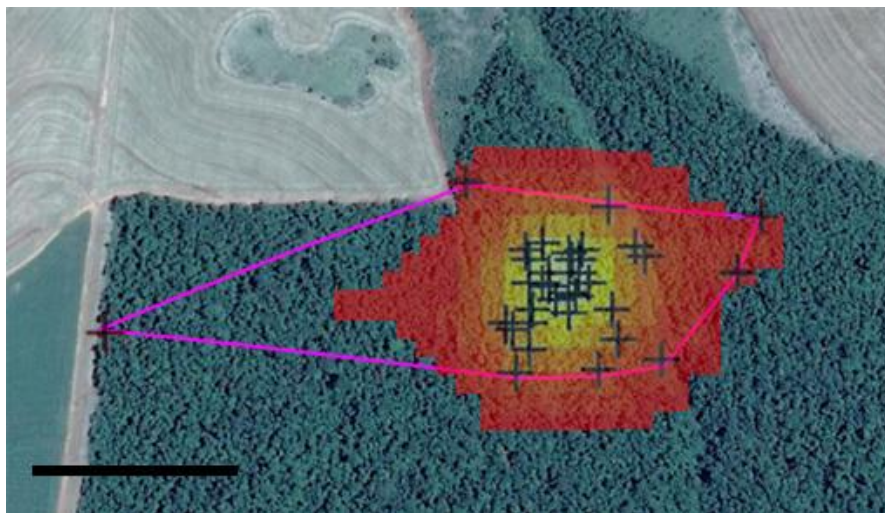


Figura 3.6. Áreas de vida (em ha) do quati (*Nasua nasua*) NN3 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma carta imagem, a qual foi criada a partir de imagem de satélite obtida em 30 de outubro de 2013, através do Google Earth. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono rosa e a calculada pelo método do pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). Os pontos negros indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 0,2 km.

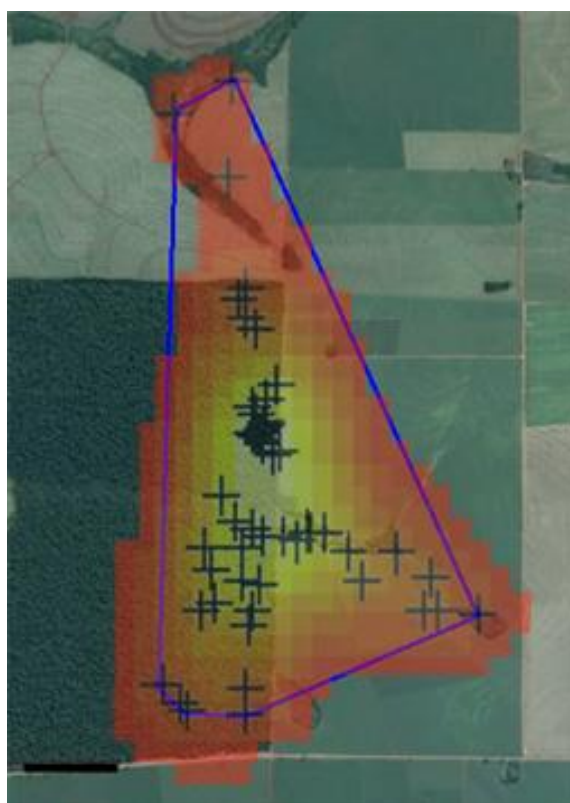


Figura 3.7. Áreas de vida (em ha) do quati (*Nasua nasua*) NN4 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma carta imagem, a qual foi criada a partir de imagem de satélite obtida em 30 de outubro de 2013, através do Google Earth. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono azul e a calculada pelo método do pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). Os pontos negros indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 0,5 km.

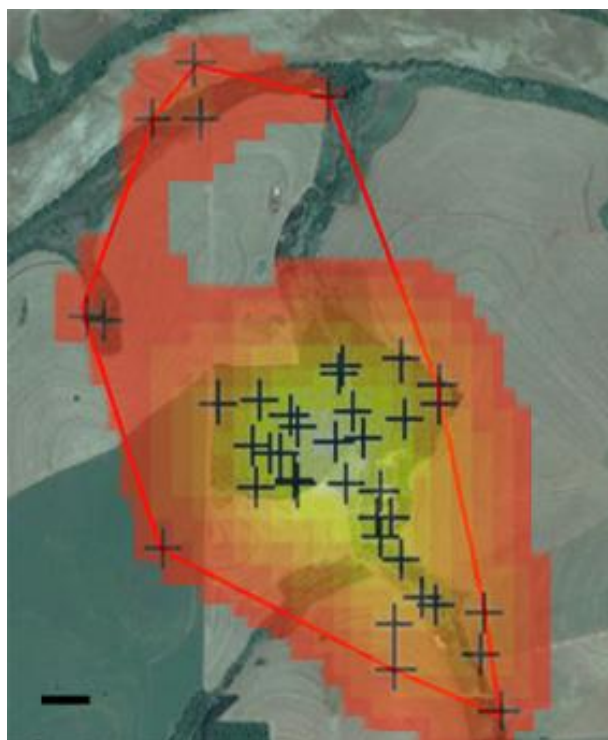


Figura 3.8. Áreas de vida (em ha) do quati (*Nasua nasua*) NN5 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma carta imagem, a qual foi criada a partir de imagem de satélite obtida em 30 de outubro de 2013, através do Google Earth. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono vermelho e a calculada pelo método do pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). Os pontos negros indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 0,2 km.

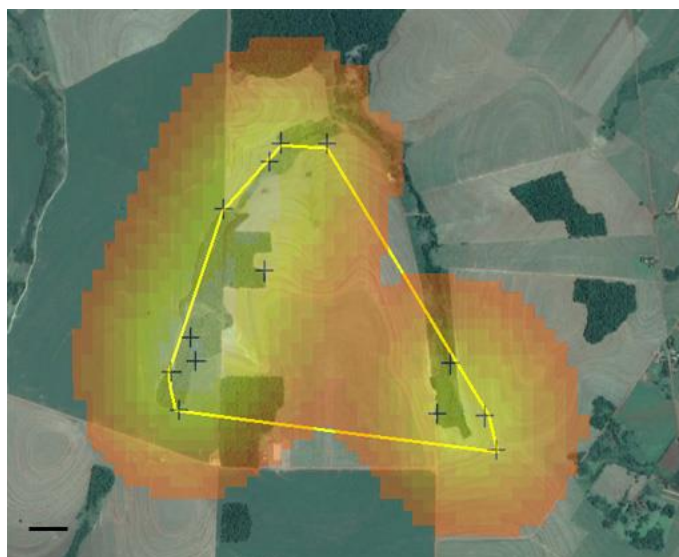


Figura 3.9. Áreas de vida (em ha) do quati (*Nasua nasua*) NN6 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma carta imagem, a qual foi criada a partir de imagem de satélite obtida em 30 de outubro de 2013, através do Google Earth. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono amarelo e a calculada pelo método do KF pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o vermelho menor intensidade (KF 95%). Os pontos negros indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 0,2 km.

As curvas de acumulação de área de vida apresentaram, de uma maneira geral, tendência à estabilização, o que indica que a amostragem foi suficiente para o estudo, exceto para NN1 e NN6 (Figura 3.10). Ambos tiveram um número de localizações muito inferior aos demais, visto que seus sinais foram perdidos logo após o início do monitoramento. Além disso, o NN4, que vinha mostrando uma estabilidade da curva, ampliou sua área de vida e logo na sequência teve seu sinal perdido. Em média, a assíntota da curva se iniciou a partir da 28^a localização, sendo que foram obtidas em média 34 localizações por indivíduo. As curvas de acumulação de área de vida foram criadas a partir dos dados obtidos através do método do MPC.

Curvas de acumulação de áreas de vida também foram criadas com base no número de meses de monitoramento (Figura 3.11), com o intuito de avaliar a influência do tempo na estimativa da área de vida final. Em média, a assíntota da curva se iniciou a partir do 5^o mês, sendo que os indivíduos foram monitorados por cinco meses, em média.

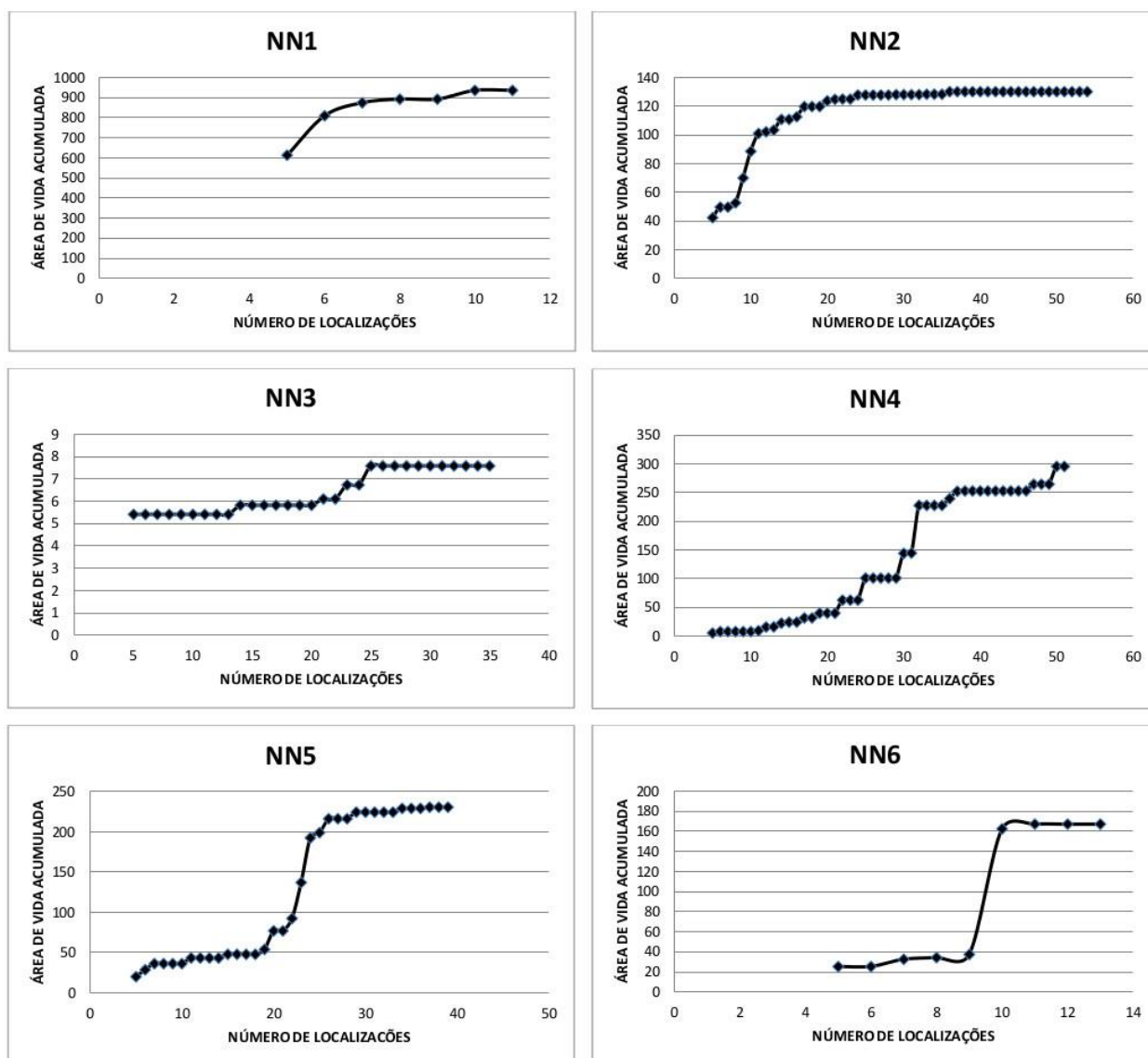


Figura 3.10. Curvas de acumulação de área de vida (em ha) de acordo com o número de localizações, para os quatis (*Nasua nasua*) monitorados na Fazenda Açu (PR).

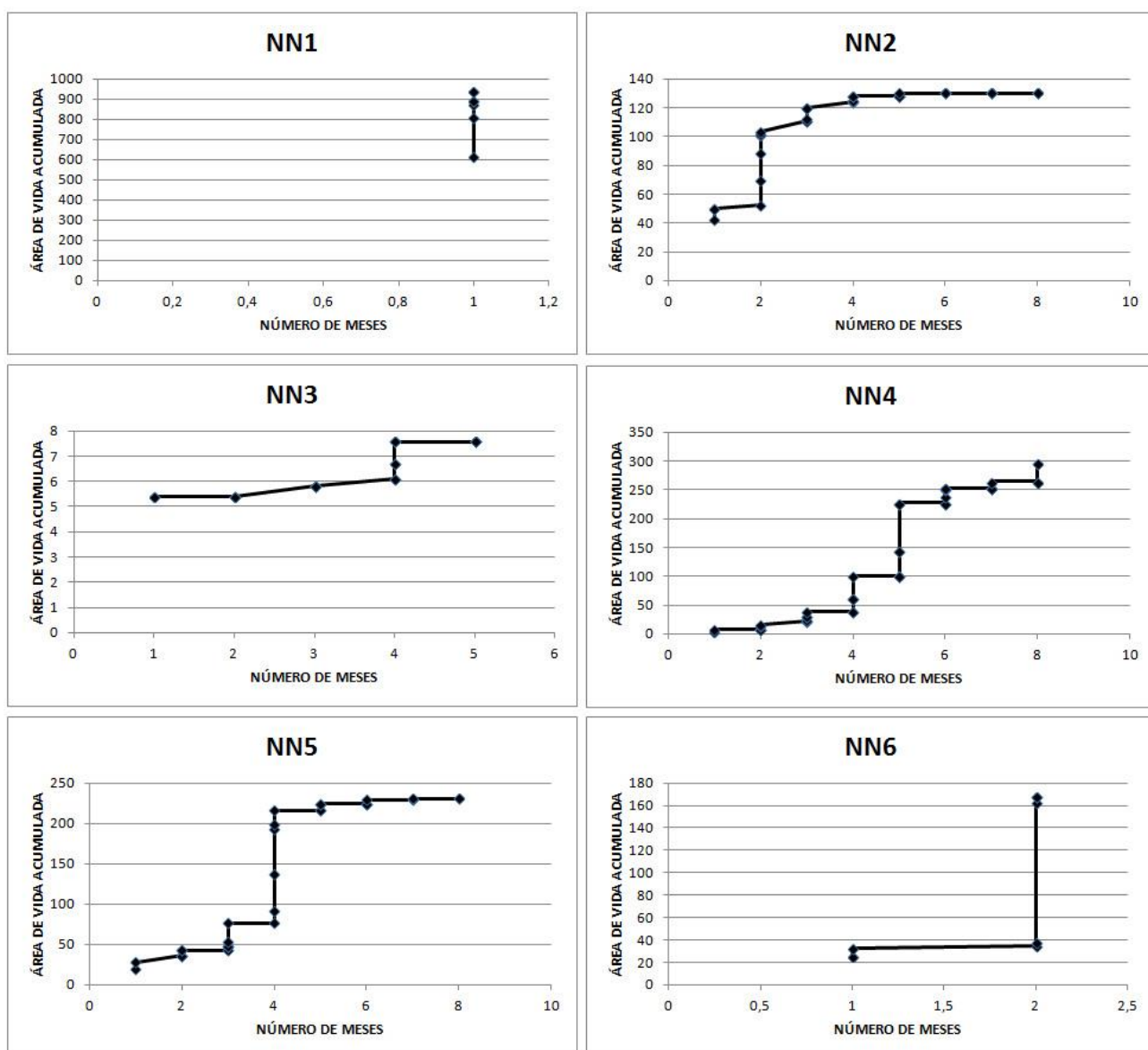


Figura 3.11. Curvas de acumulação de área de vida (em ha) dos quatis (*Nasua nasua*) monitorados na Fazenda Açú (PR), de acordo com o número de meses de monitoramento.

Para todos os indivíduos monitorados foi verificada sobreposição parcial de áreas de vida, tendo cada um deles sua área de vida sobreposta pela área de vida de um, dois ou três indivíduos (Figura 3.3), com proporções variadas, sendo que algumas vezes esta sobreposição era sincrônica, de acordo com a Tabela 3.4. A fêmea NN3, a qual apresentou a menor área de vida, teve a mesma totalmente sobreposta pela área de vida da fêmea NN5, contudo, as duas nunca foram localizadas exatamente no mesmo ponto, apesar de muitas vezes estarem próximas. Além disso, o macho NN2 teve grande parte de sua área de vida

sobreposta pela área de vida do macho NN1 (Figura 3.3), sendo que durante o dia 02 de agosto de 2013, em uma expedição de 24 horas, ambos permaneceram no mesmo fragmento durante as 24 horas de observação, mantendo entre eles no mínimo 100 metros de distância. A sobreposição de área de vida dos mesmos (115,79 ha, Tabela 3.4) representou 12,38% da área de vida de NN1 e 89,1% da área de vida de NN2.

Tabela 3.4. Valores em ha da sobreposição de áreas de vida entre os quatis (*Nasua nasua*) monitorados na Fazenda Açú (PR). Em negrito as sobreposições sincrônicas. Ao lado dos indivíduos, entre parênteses, sua área de vida geral em ha.

	NN1 (935,46)	NN2 (130,10)	NN3 (7,58)	NN4 (295,36)	NN5 (230,54)	NN6 (167,12)
NN1(935,46)	-	-	-	-	-	-
NN2(130,10)	115,79	-	-	-	-	-
NN3(7,58)	0	0	-	-	-	-
NN4(295,36)	7,14	10,73	0	-	-	-
NN5(230,54)	0	0	7,58	0	-	-
NN6(167,12)	8,5	0	0	0	5,76	-

Verificou-se ainda, que o macho NN2 apresentou área de vida mais elevada durante o período reprodutivo estimado (103,88 ha), quando comparado ao período não reprodutivo (42,66 ha), de acordo com o calculado pelo MPC, conforme ilustrado pela Figura 3.12. O período reprodutivo foi estimado baseando-se nas quatro fêmeas que foram capturadas prenhas entre setembro e outubro, indicando que o período de cópulas ocorreu entre julho e setembro, visto que as fêmeas capturadas em outubro já se encontravam em fase gestacional avançada, de acordo com o elevado tamanho abdominal. Assim sendo, ambos os machos foram acompanhados justamente durante o período reprodutivo, estando o monitoramento do NN1 restrito a este período.



Figura 3.12. Áreas de vida (em ha) do quati (*Nasua nasua*) NN2 monitorado na Fazenda Açú (PR) sobre uma carta imagem, a qual foi criada a partir de imagem de satélite obtida em 30 de outubro de 2013, através do Google Earth. O polígono verde indica a área de vida total, o polígono vermelho a área de vida durante o período reprodutivo (julho e agosto) e o polígono azul a área de vida durante o período não reprodutivo (setembro a março). O traço negro no canto inferior esquerdo representa a escala de 0,2 km.

Com relação à área de vida diária, o maior valor foi verificado para o indivíduo NN1, o qual apresentou também a maior área de vida total, enquanto que o menor valor para este parâmetro foi verificado para o indivíduo NN3, que apresentou também a menor área de vida geral. A área de vida diária média, levando-se em conta a média de cada indivíduo, foi de 10,23 ha ($\pm 7,89$), com variação entre 0,21 e 43,75 ha. As áreas de vida diárias médias representam entre 2,13% e 8,42% da área de vida total, sendo em média 4,7% ($\pm 2,49\%$) (Figura 3.13, Tabela 3.5).

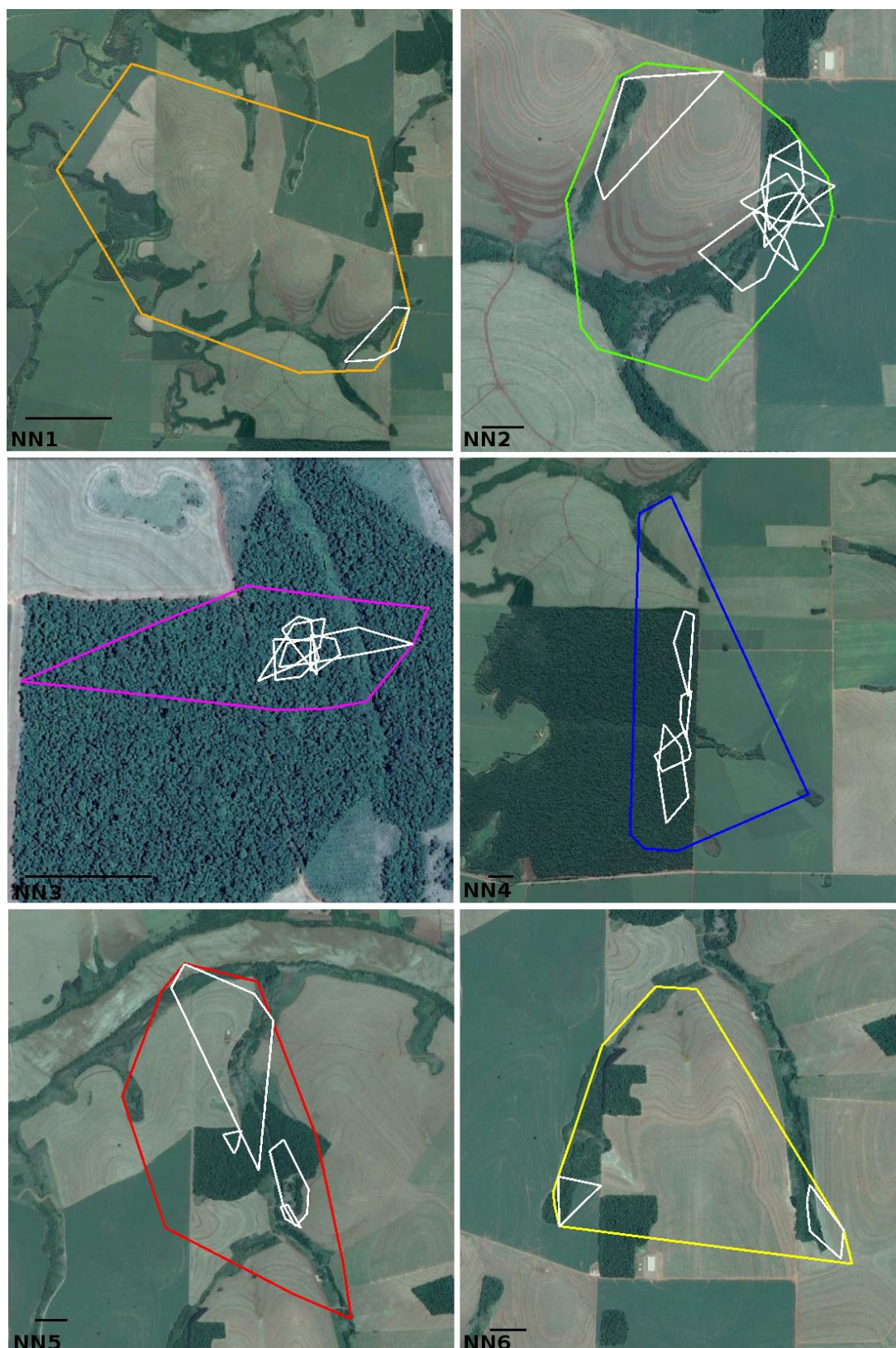


Figura 3.13. Áreas de vida dos quatis (*Nasua nasua*) monitorados na Fazenda Açú (PR) sobre uma carta imagem, a qual foi criada a partir de imagem de satélite obtida em 30 de outubro de 2013, através do Google Earth. Os polígonos coloridos representam as áreas de vida gerais e os polígonos brancos representam as áreas de vida diárias. O traço negro no canto inferior esquerdo representa a escala de 1 km para NN1 e 0,2 km para os demais.

Tabela 3.5. Área de vida diária (em ha) por expedição de 24 horas, área de vida diária média (em ha) e relação entre área de vida diária e área de vida total, dos quatis (*Nasua nasua*) monitorados na Fazenda Açu (PR).

INDIVÍDUO	ÁREA DE VIDA DIÁRIA (ha)						MÉDIA	ÁREA DIÁRIA/ TOTAL (ha)
	1 ^a exp.	2 ^a exp.	3 ^a exp.	4 ^a exp.	5 ^a exp.	6 ^a exp.		
NN1	19,92	-	-	-	-	-	19,92	2,13%
NN2	5,38	5,41	1,69	7	19,33	11,32	8,36	6,42%
NN3	0,41	0,21	0,27	0,74	0,46	-	0,42	5,51%
NN4	8,12	16,48	6,97	2,65	-	-	8,56	2,90%
NN5	65,73	1,14	0,87	9,94	-	-	19,42	8,42%
NN6	5,46	3,92	-	-	-	-	4,69	2,81%
MÉDIA TOTAL							10,23	4,70%
DESVIO PADRÃO							7,89	2,49%

De acordo com o coeficiente de Pearson, tanto a área de vida geral ($r=0,76$; $p=0,04$) como a diária ($r=0,62$; $p=0,09$) mostraram uma tendência de aumento, de acordo com o aumento de peso dos indivíduos monitorados, sendo mais evidente para área de vida geral do que para diária (Figuras 3.14 e 3.15). Por outro lado, apesar da área de vida média ter sido maior para os machos (geral=532,68 ha, diária=14,14 ha) do que para as fêmeas (geral=175,15 ha, diária=8,27 ha), esta diferença não é significativa segundo o teste de Mann-Whitney ($p=0,82/U=3$ e $p=0,49/U=2$, respectivamente).

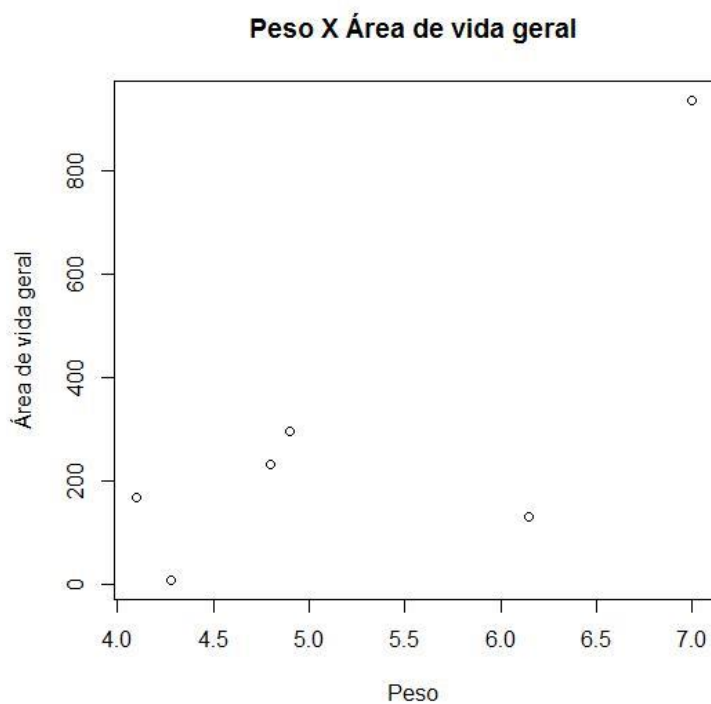


Figura 3.14. Relação entre área de vida geral e peso para os quatis (*Nasua nasua*) monitorados na Fazenda Açú (PR).

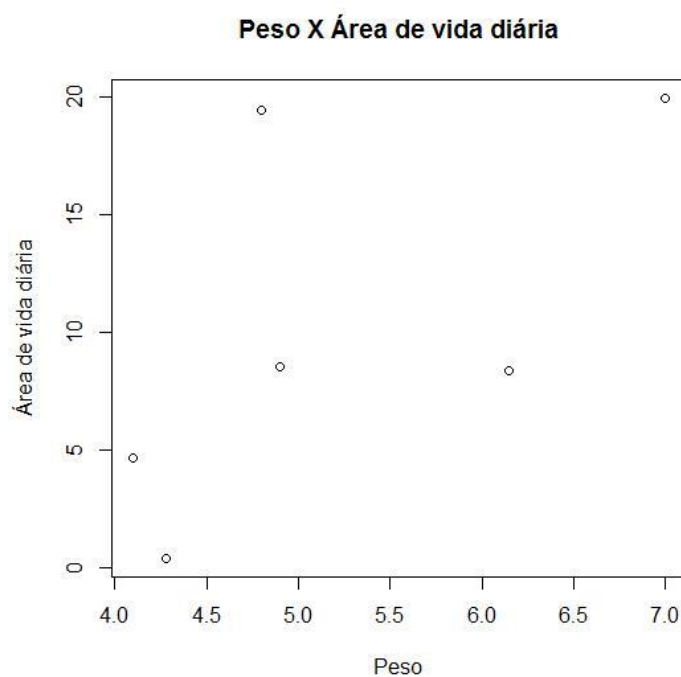


Figura 3.15. Relação entre área de vida diária e peso para os quatis (*Nasua nasua*) monitorados na Fazenda Açú (PR).

Com base na compilação de estudos sobre uso do espaço por *N. nasua* (Anexo III) uma baixa relação entre o tamanho da área de estudo e o tamanho da área de vida estimada foi observada ($r=0,06$; $p=0,9$). Contudo, uma tendência de aumento de área de vida foi verificada com o aumento no número de localizações ($r=0,59$; $p=0,19$) e com o aumento da latitude ($r=0,57$; $p=0,23$), como mostram as Figuras 3.16 e 3.17.

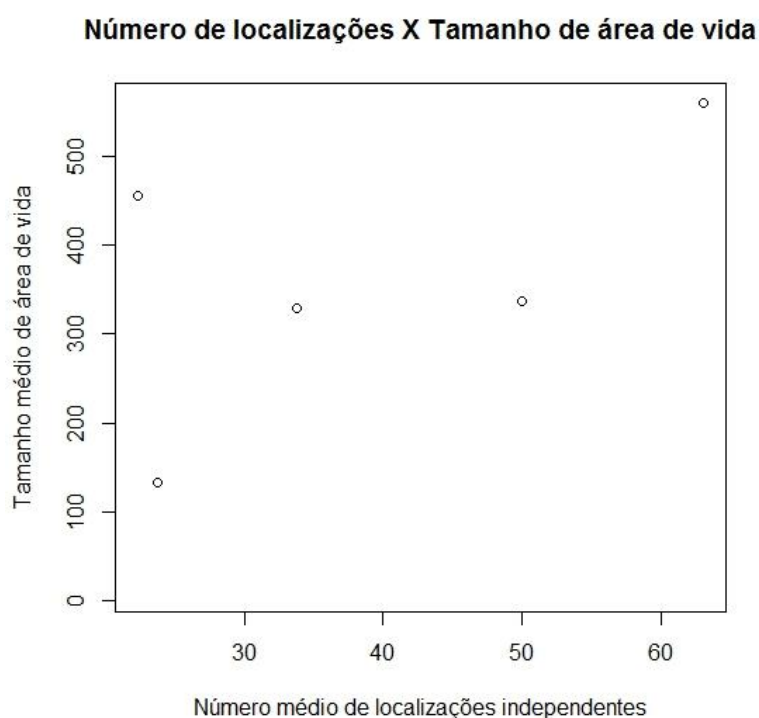


Figura 3.16. Relação entre o número de localizações independentes obtidas e o tamanho médio de área de vida estimada para *Nasua nasua*, a partir de uma compilação de estudos sobre uso de espaço pela espécie.

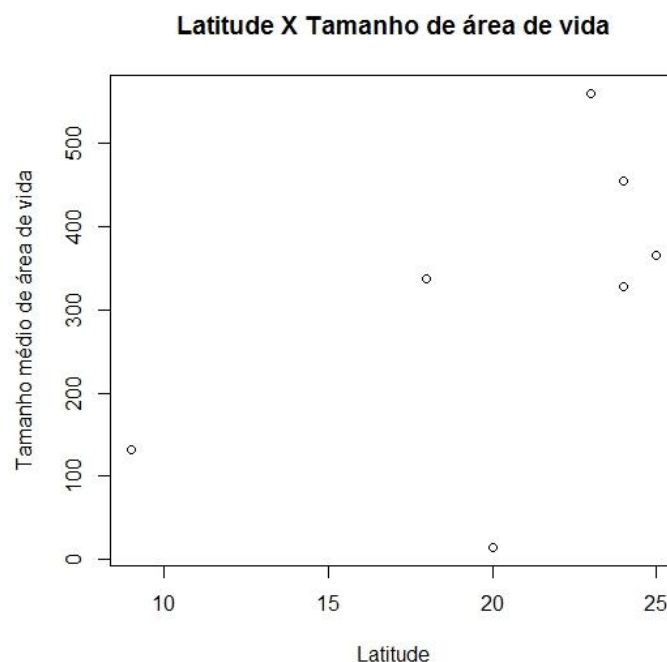


Figura 3.17. Relação entre a latitude e o tamanho médio de área de vida estimada para *Nasua nasua*, a partir de uma compilação de estudos sobre uso de espaço pela espécie.

4.3.2 Deslocamento

Em 24 horas, a taxa média de deslocamento foi de 1.519,58 metros ($\pm 701,74$), sendo que o maior deslocamento foi verificado para o indivíduo NN5 (3.469,92 metros) (Tabela 3.6). A taxa média de deslocamentos por hora foi de 63,32 metros ($\pm 29,24$), tendo o mesmo variado entre 11,25 e 106,25 metros/hora (Tabela 3.7).

Apesar de ter sido detectado atividade em todos os períodos avaliados, a taxa de deslocamento apresentou uma correlação positiva com o horário das localizações, de acordo com o grau de luminosidade ($r=0,77$; $p=0,02$), indicando um aumento de deslocamento dos quatis com o aumento da luminosidade (Figura 3.18).

Tabela 3.7. Deslocamento médio (em metros) por hora, por expedição e média de deslocamento por hora dos quatis (*Nasua nasua*) monitorados na Fazenda Açú (PR).

	DESLOCAMENTO MÉDIO POR HORA (m)						MÉDIA
INDIVÍDUO	1 ^a . exp.	2 ^a . exp.	3 ^a . exp.	4 ^a . exp.	5 ^a . exp.	6 ^a . exp.	
NN1	106,25	-	-	-	-	-	106,25
NN2	57,50	62,92	41,25	70,42	89,17	96,25	69,58
NN3	15,00	11,25	16,67	22,92	23,75	-	17,92
NN4	82,92	103,75	52,08	50,00	-	-	72,19
NN5	144,58	21,25	32,92	66,25	-	-	66,25
NN6	46,25	49,17	-	-	-	-	47,71
MÉDIA TOTAL							63,32
DESVIO PADRÃO							29,24

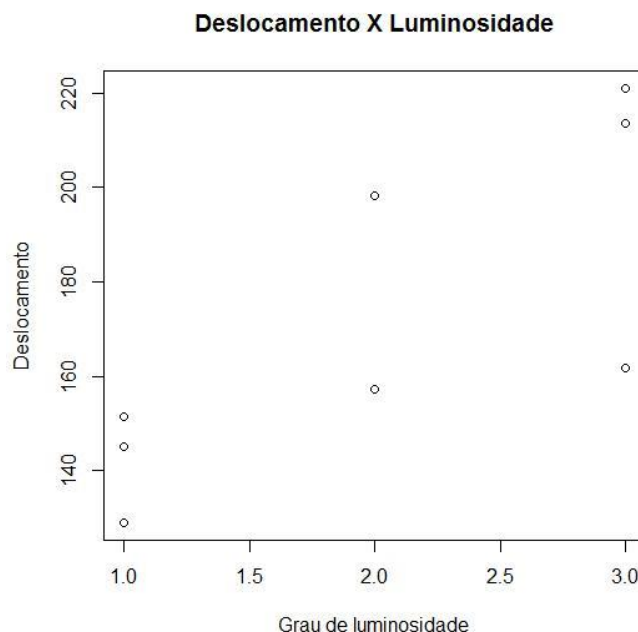


Figura 3.18. Relação entre o grau de luminosidade (onde 1 = 21 às 06 horas, 2 = 6 às 9 horas e 18 às 21 horas, 3 = 9 às 18 horas) e a taxa de deslocamento (em metros) dos quatis (*Nasua nasua*) monitorados na Fazenda Açú (PR).

4.3.3 Seleção de hábitat

A área de estudo (5.957 ha) abrange quatro tipos diferentes de habitats, sendo 82,45% de cultivos; 11,62% de fragmentos; 5,77% de matas-ciliares e 0,16% de corpos d'água. As Tabelas 3.8 a 3.19 sintetizam a utilização dos diferentes habitats por cada um dos indivíduos. Pode-se notar que, de modo geral, os quatis mostraram uma seleção positiva para os habitats fragmento e mata-ciliar, tanto na avaliação de segunda como de terceira ordem (Tabelas 3.20 e 3.21). Além disso, três indivíduos (NN2, NN4 e NN5) utilizaram de modo intenso o habitat corpos d'água, gerando índices médios positivos para este habitat na seleção de terceira ordem, porém não na de segunda (Tabelas 3.20 e 3.21). Por outro lado, todos os indivíduos estudados utilizaram a cultura em menor proporção do que sua disponibilidade, retornando em índices negativos (Tabelas 3.8 a 3.19). Contudo, cinco indivíduos foram localizados em áreas de cultivo, podendo representar até 42,59% de suas localizações (Tabelas 3.10 e 3.11), sendo que em média 21,74% das localizações foram realizadas em áreas de cultura.

Foi detectada uma variação na frequência de utilização do cultivo relacionada à altura do mesmo ($r=0,61$; $p=0,002$), com um aumento na frequência de utilização mensal à medida que a altura do cultivo era maior (Figura 3.19).

Tabela 3.8. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para o quati NN1 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 3ª ordem.

NN1 - 3ª Ordem	Área (ha)	% de cada área	% de uso	Índice de Ivlev
Corpos d'água	1,78	0,18%	0%	-1,00
Cultura	764,83	81,76%	36,4%	-0,38
Mata-ciliar	59,87	6,41%	45,5%	0,75
Fragmento	108,98	11,65%	18,2%	0,22
Total	935,46	100%	100%	

Tabela 3.9. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para o quati NN1 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 2ª ordem.

NN1 - 2ª Ordem	Área (ha)	% de cada área	% de uso	Índice de Ivlev
Corpos d'água	9,46	0,16%	0%	-1,00
Cultura	4911,33	82,45%	36,4%	-0,39
Mata-ciliar	343,72	5,77%	45,5%	0,77
Fragmento	692,49	11,62%	18,2%	0,22
Total	5957	100 %	100%	

Tabela 3.10. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para quati NN2 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 3ª ordem.

NN2 - 3ª Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de Ivlev
Corpos d'água	0,20	0,16%	1,85%	0,84
Cultura	93,08	71,55%	42,59%	-0,25
Mata-ciliar	16,02	12,31%	20,37%	0,25
Fragmento	20,80	15,98%	35,19%	0,38
Total	130,10	100 %	100%	

Tabela 3.11. Área em hectares e sua proporção porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para quati NN2 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 2ª ordem.

NN2 - 2ª Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de Ivlev
Corpos d'água	9,46	0,16%	1,85%	0,84
Cultura	4911,33	82,45%	42,59%	-0,32
Mata-ciliar	343,72	5,77%	20,37%	0,56
Fragmento	692,49	11,62%	35,19%	0,50
Total	5957	100%	100%	

Tabela 3.12. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para o quati NN3 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 3ª ordem.

NN3 - 3ª Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de Ivlev
Corpos d'água	0	0%	0 %	
Cultura	0	0%	0%	
Mata-ciliar	1,08	14,29%	14,29%	0
Fragmento	6,50	85,71%	85,71%	0
Total	7,58	100,00%	100%	

Tabela 3.13. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para quati NN3 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 2ª ordem.

NN3 - 2ª Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de Ivlev
Corpos d'água	9,46	0,16%	0%	-1,00
Cultura	4911,33	82,45%	0%	-1,00
Mata-ciliar	343,72	5,77%	14,3%	0,42
Fragmento	692,49	11,62%	85,7%	0,76
Total	5957	100%	100%	

Tabela 3.14. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para o quati NN4 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 3ª ordem.

NN4 - 3ª Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de Ivlev
Corpos d'água	0,32	0,11%	1,96%	0,89
Cultura	161,71	54,75%	7,84%	-0,75
Mata-ciliar	13,70	4,64%	7,84%	0,26
Fragmento	119,62	40,50%	82,35%	0,34
Total	295,36	100%	100%	

Tabela 3.15. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para o quati NN4 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 2ª ordem.

NN4 - 2ª Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de Ivlev
Corpos d'água	9,46	0,16%	1,96%	0,85
Cultura	4911,33	82,45%	7,84%	-0,83
Mata-ciliar	343,72	5,77%	7,84%	0,15
Fragmento	692,49	11,62%	82,35%	0,75
Total	5957,00	100%	100%	

Tabela 3.16. Área em hectares e sua proporção porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para o quati NN5 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 3ª ordem.

NN5 - 3ª Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de Ivlev
Corpos d'água	2,25	0,98%	2,56%	0,45
Cultura	139,73	60,61%	12,82%	-0,65
Mata-ciliar	23,09	10,02%	43,59%	0,63
Fragmento	65,47	28,40%	41,03%	0,18
Total	230,54	100%	100%	

Tabela 3.17. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para o quati NN5 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 2ª ordem.

NN5 - 2ª Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de Ivlev
Corpos d'água	9,46	0,16%	2,56%	0,88
Cultura	4911,33	82,45%	12,82%	-0,73
Mata-ciliar	343,72	5,77%	43,59%	0,77
Fragmento	692,49	11,62%	41,03%	0,56
Total	5957,00	100%	100%	

Tabela 3.18. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para o quati NN6 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 3ª ordem.

NN6 - 3ª Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de Ivlev
Corpos d'água	0,32	0,19%	0%	-1,00
Cultura	129,45	77,46%	30,77%	-0,43
Mata-ciliar	24,51	14,67%	30,77%	0,35
Fragmento	12,84	7,68%	38,46%	0,67
Total	167,12	1000%	100%	

Tabela 3.19. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de Ivlev de cada hábitat, para o quati NN6 monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de hábitat de 2ª ordem.

NN6 - 2ª Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de Ivlev
Corpos d'água	9,46	0,16%	0%	-1,00
Cultura	4911,33	82,45%	30,77%	-0,46
Mata-ciliar	343,72	5,77%	30,77%	0,68
Fragmento	692,49	11,62%	38,46%	0,54
Total	5957,00	100%	100%	

Tabela 3.20. Índices de Ivlev de cada hábitat por indivíduo monitorados na Fazenda Açú (PR) e índice médio por hábitat, para seleção de 3ª ordem. Em negrito os maiores valores de seleção.

INDIVÍDUO	CORPOS D'ÁGUA	CULTURA	MATA CILIAR	FRAGMENTO
NN1	-1,00	-0,38	0,75	0,22
NN2	0,84	-0,25	0,25	0,38
NN3			0,00	0,00
NN4	0,89	-0,75	0,26	0,34
NN5	0,45	-0,65	0,63	0,18
NN6	-1,00	-0,43	0,35	0,67
MÉDIA	0,04	-0,49	0,37	0,30

Tabela 3.21. Índices de Ivlev de cada hábitat por indivíduo monitorados na Fazenda Açú (PR) e índice médio por hábitat, para seleção de 2ª ordem. Em negrito os maiores valores de seleção.

INDIVÍDUO	CORPOS D'ÁGUA	CULTURA	MATA CILIAR	FRAGMENTO
NN1	-1,00	-0,39	0,77	0,22
NN2	0,84	-0,32	0,56	0,50
NN3	-1,00	-1,00	0,42	0,76
NN4	0,85	-0,83	0,15	0,75
NN5	0,88	-0,73	0,77	0,56
NN6	-1,00	-0,46	0,68	0,54
MÉDIA	-0,07	-0,62	0,56	0,56

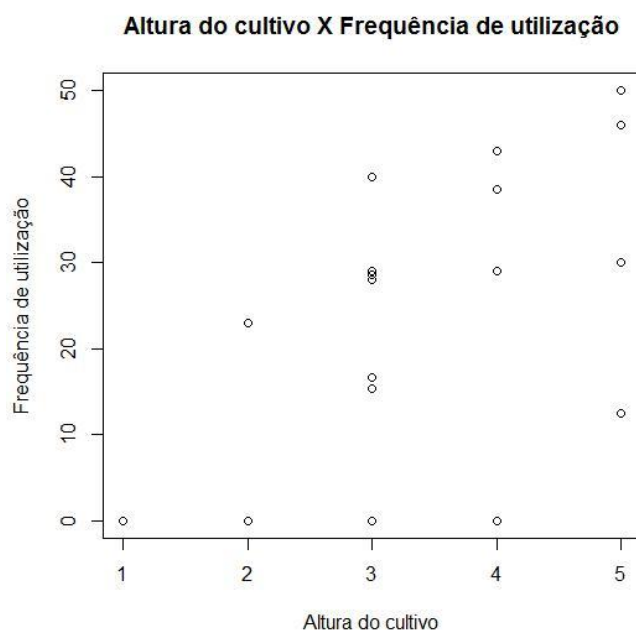


Figura 3.19. Relação entre a altura do cultivo (onde 1 = ausência de cultivo; 2 = soja baixa; 3 = soja alta ou milho baixo; 4 = milho médio; e 5 = milho alto) e a frequência de utilização mensal do cultivo pelos quatis (*Nasua nasua*) NN2, NN4, NN5 e NN6, monitorados na Fazenda Açú (PR).

4.4 DISCUSSÃO

O desvio padrão elevado (seis graus) verificado entre o azimute magnético observado e o real era esperado, uma vez que a área de estudo apresenta o solo rico em ferro, além de abrigar muitas linhas de alta tensão, fatores que interferem no posicionamento da agulha da bússola (Miguens, 2013).

Sabe-se que o método de estimativa de localização por triangulação não é 100% preciso, sendo, por este motivo, chamado de estimativa. Apesar de todos os esforços para que a localização estimada fosse a mais próxima da real (com diferença angular entre as localizações próximas a 90 graus, intervalo máximo de sete minutos entre localizações, maior proximidade possível do indivíduo sem afugentá-lo) é importante ter em mente que existe uma diferença entre a localização real e a estimada (Zimmerman e Powel, 1995), a qual foi inferior à 20 metros em 60% das localizações teste deste estudo. Assim sendo, a acurácia atingida nos testes de estimativa de localização foi satisfatória e próxima àquela verificada por Rocha (2006).

A taxa de captura (0,75%) está próxima ao verificado por Trovati e colaboradores (2010) em uma área de cerrado (0,4%) e por Nakano-Oliveira (2002) (0,95%), em uma área de Mata Atlântica. O número de indivíduos monitorados (seis) está acima da média verificada para demais estudos sobre o uso do espaço por *N. nasua* a partir da telemetria (3,25 indivíduos/estudo), detalhados no Anexo III. Além disso, visto que os indivíduos acompanhados estão bem distribuídos ao longo da área de estudo e que os mesmos possivelmente compõem diferentes grupos, admite-se que os mesmos representem de maneira satisfatória a população local da espécie.

A diferença verificada entre os métodos do Kernel e MPC foi mais elevada para os indivíduos NN1 e NN6, ambos monitorados por um curto período de tempo e cujas curvas de acumulação de áreas de vida aparentemente não atingiram uma assíntota de acordo com o número de localizações. Alguns autores sugerem a utilização do método Kernel justamente porque o número de localizações parece influenciar menos seu resultado final quando comparado ao MPC, visto que o mesmo é calculado com base nas áreas de maior atividade (Worton, 1989; Seaman e Powell, 1996; Kenward *et al.*, 2001). Deste modo, é possível que o valor

determinado para o indivíduo NN6 pelo Kernel 95% seja mais plausível, quando comparado ao MPC, até mesmo porque o valor verificado por meio do MPC é mais próximo àquele calculado através do Kernel 50%. Este fato indica que, neste caso, a área estimada através do MPC estaria subestimada quando pensamos em área de vida total utilizada, representando, contudo, uma área de maior intensidade de uso. Por outro lado, o elevado valor estimado para o indivíduo NN1 é decorrente da obtenção de uma pequena quantidade de localizações dispersas em uma área muito extensa, conforme será discutido no parágrafo seguinte. As diferenças entre as áreas estimadas por ambos os métodos foi menos evidente para os demais indivíduos.

O valor de área de vida estimado para a fêmea NN3 foi o menor já verificado para a espécie, enquanto para o macho NN1 foi o mais elevado já registrado, apesar de ter sido o indivíduo monitorado por menor tempo. Os valores dos demais indivíduos encontram-se dentro do intervalo de área de vida conhecido para a espécie (110-755 ha), gerando uma área de vida média de 294 ha.

O macho NN1 foi monitorado por apenas 21 dias, não sendo possível verificar se ao longo do tempo o mesmo continuaria usando toda a extensão da área de vida aqui estimada. Em algumas ocasiões os machos de *N. nasua* utilizam áreas de vida superiores a das fêmeas, como foi o caso do NN1, o qual parece explorar recursos de uma grande área sem retornar a uma região ou ponto fixo da mesma. Respostas semelhantes já haviam sido registradas por Crawshaw (1995) em uma extensa área de Mata Atlântica, no Parque Nacional do Iguaçu (PR) e por Rocha (2006) no pantanal da Nhecolândia (MS). Outras vezes os machos percorrem áreas menores que fêmeas e grupos, como foi verificado por Nakano-Oliveira (2002) e Trovati *et al.* (2010). Ambos autores sugerem que a quantidade de recursos necessários ao bando é maior do que a necessária aos machos solitários e, então, a área destes poderia ser menor. A diferença de área de vida encontrada entre os períodos reprodutivo e não reprodutivo para o macho NN2 corrobora a hipótese anterior, visto que o indivíduo possivelmente ampliou sua área de vida durante o período reprodutivo porque se encontrava inserido em um grupo. Com o término deste período, o mesmo aparentemente retomou o hábito solitário e reduziu sua área de vida. Visto que NN1 foi monitorado também, e apenas, durante o período reprodutivo, é possível que o mesmo estivesse inserido em um bando e,

consequentemente, utilizando uma grande área. Outra hipótese, entretanto, é que esta área de vida tão elevada verificada para o quati NN1 seja decorrente do animal estar buscando um grupo ou um ambiente para viver, tendo aparentemente abandonando a área de estudo.

Poucas informações acerca da estação reprodutiva de *N. nasua* em vida livre estão disponíveis. Rocha (2006) sugeriu que o período reprodutivo dos quatis no Pantanal Central ocorreu entre agosto e setembro, com o nascimento dos filhotes entre novembro e fevereiro. Trovati *et al.* (2010) verificaram a presença de um macho acompanhando um bando durante o mês de setembro e, uma vez que os machos costumam se associar aos bandos durante a estação reprodutiva (Beisiegel, 2001), o autor propôs que este comportamento estaria associado à aspectos reprodutivos. Costa *et al.* (2009) verificaram o nascimento de 16 filhotes em um bando nos meses de setembro e outubro, sendo o período reprodutivo entre julho e agosto, de modo similar ao presente estudo.

É plausível que a área de vida reduzida da fêmea NN3 esteja relacionada à gestação e nascimento dos filhotes, apesar das demais fêmeas também terem sido capturadas prenhas. Sabe-se que os quatis podem apresentar estratégias de cuidados de filhotes, onde uma fêmea cuida de vários deles, enquanto as demais partem em busca de alimento (Cheida *et al.*, 2006). No momento em que o quati NN3 foi encontrado na armadilha, foi possível ver e ouvir outros indivíduos próximos a ela, do mesmo modo que o verificado para NN4, indicando que ambas estavam inseridas em um grupo e que não haviam sido abandonadas por ele. Outra hipótese, complementar e não excludente à anterior, é que o ambiente da fêmea NN3 fosse tão rico em recursos, que uma pequena área de vida suprisse todas suas demandas energéticas, visto que ela habitou o segundo fragmento em tamanho da área do estudo, o qual apresenta um braço do Rio Piquiri cruzando sua extensão. De acordo com esta hipótese, como será discutido na sequência, a fêmea NN3 mostrou um maior grau de seleção pela mata-ciliar e corpos d'água na seleção de segunda ordem, o que aponta para a importância do Rio Piquiri dentro da sua área de vida.

A sobreposição de áreas foi verificada para todos os indivíduos, contudo, as mais notáveis foram as de NN1-NN2 e NN3-NN5. Durante toda uma expedição de 24 horas, NN1 e NN2 permaneceram próximos e ocupando o mesmo fragmento,

fato curioso, uma vez que os machos costumam ser solitários, interagindo apenas com fêmeas e apenas no período reprodutivo (Gompper e Decker, 1998; Beisiegel, 2001). Porém, existem relatos cada vez mais frequentes de machos que acompanham grupos durante o ano todo (Resende *et al.*, 2004; Di Blanco e Hirsh, 2006; Costa *et al.*, 2009). Visto que o período de monitoramento de NN1 se deu justamente no período reprodutivo e que sua área de vida apresentou sobreposição sincrônica com a área de vida de NN2, acredita-se que ambos faziam parte de um único grupo, pelo menos em algum momento. Como o sinal do rádio transmissor de NN1 foi perdido logo após a esta expedição de 24 horas, é possível ele tenha sido expulso do grupo em questão e se afastado da área de modo que o sinal de seu colar foi perdido ou, mais provavelmente, que um comportamento agonístico entre ele e o macho NN2, ou outro indivíduo do bando, tenha danificado o equipamento. O comportamento agonístico entre machos durante o período reprodutivo já foi relatado por Rocha (2006), que identificou um macho tentando ingressar em pelo menos três diferentes grupos durante o período reprodutivo e Costa *et al.* (2009), que observaram que o comportamento agonístico entre machos era quatro vezes maior no período reprodutivo. Além disso, o macho NN1, apresentava apenas uma pequena parte da orelha esquerda quando capturado, o que sugere que o mesmo poderia já estar em busca de um grupo que o aceitasse, o que possivelmente levou a uma estimativa de área de vida tão elevada para este indivíduo.

De outro modo, as fêmeas NN3 e NN5 foram localizadas próximas várias vezes e durante todo o seu monitoramento, sendo que NN5 costumava se distanciar com frequência de NN3, a qual permaneceu restrita a uma área de menor tamanho. Partindo-se do princípio que o fragmento onde NN3 vivia era rico em recursos, incluindo uma fonte de água permanente e que NN3 e NN5 apresentaram sobreposição sincrônica de áreas de vida, é plausível sugerir que ambas pertencessem ao mesmo grupo, tendo a fêmea NN5 o hábito mais explorador.

A sobreposição de áreas já havia sido reportada para a espécie por Rocha (2006) e Trovati *et al.* (2010) e, de forma semelhante, também por Gompper (1997) e Hass (2002) para *N. narica*, os quais sugeriram a ausência de comportamento territorialista, visto que as áreas eram parcialmente compartilhadas. No presente estudo, além de ter sido verificado o compartilhamento parcial de áreas de vida, notou-se que em um único dia apenas uma pequena porção da área de vida total foi

utilizada (em média 4,7%), apontando mais uma vez para o fato de que espécie não costuma defender ou manter um território. Os dados de área de vida diária aqui estimados são os primeiros registrados para *N. nasua*.

Ademais, Beisiegel e Mantovani (2006) detectaram que em um período de três anos, a área de vida de um bando pode mudar até 91%. Os autores comparam esta alteração de área de vida à deriva territorial descrita para raposas-vermelhas (*Vulpes vulpes*) por Doncaster e Macdonald (1991) e sugeriram que este comportamento possa estar relacionado à mudança na composição de grupos, principalmente após a fase em que a fêmea desce do ninho com seus filhotes, os quais poderiam se alocar em um grupo diferente daquele no qual a fêmea se encontrava antes de dar à luz. Por outro lado, os autores também lançam a hipótese de que a área de vida do bando estudado não tenha sido alterada ao longo dos três anos e sim, que os mesmos utilizaram diferentes porções de uma ampla área de vida ao longo do monitoramento.

Houve tendência de aumento da área de vida, tanto geral quanto diária, com o aumento do peso dos indivíduos. Este é um padrão macroecológico amplamente conhecido, sendo esta correlação frequentemente positiva, já que a massa corporal é um dos principais fatores que afetam a demanda energética e de recursos de um indivíduo (Litvaitis *et al.*, 1986; Tufto *et al.*, 1996; Mysterud *et al.*, 2000; Dahle *et al.*, 2006). Uma vez que os machos costumam ser mais pesados, esperava-se que os mesmos apresentassem áreas de vida superiores a das fêmeas, de acordo com esta relação, porém apesar da área de vida média dos machos ter sido superior, esta diferença entre os sexos não foi significativa.

Com base nas compilações sobre o uso do espaço por *N. nasua*, verificou-se uma tendência de aumento na área de vida estimada com o aumento no número de localizações obtidas, o que era previsto já que a assíntota da curva de acumulação de área de vida deve ser atingida a fim de obter-se uma estimativa mais próxima à real, como discutido no capítulo anterior. A relação entre a área de vida e o tempo do monitoramento não pode ser avaliada, uma vez que a maioria dos estudos não traz o tempo de monitoramento de cada indivíduo e sim, o número de localizações. Diferentemente do observado para gambás, uma correlação positiva entre latitude e tamanho de área de vida foi encontrado para *N. nasua*. O aumento de área de vida

com o aumento da latitude é um padrão conhecido para várias espécies (Lindstedt *et al.*, 1986), visto que a latitude influencia fortemente a disponibilidade de alimentos (Bray e Gorham, 1964), fator este de extrema relevância para determinação de tamanho de área de vida (Lindstedt *et al.*, 1986; Cáceres e Monteiro-Filho, 2006)

Ainda referente à compilação de estudos, não foi verificada uma evidente correlação entre o tamanho da área de estudo e o tamanho da área de vida estimada, o que está possivelmente atrelado ao fato dos quatis não serem frequentemente estudados em áreas tão reduzidas a ponto de limitar suas áreas de vida. No entanto, Rocha (2006) sugeriu que Costa (2003) pode ter encontrado um baixo valor de área de vida média (15 ha) devido ao reduzido tamanho da área total deste estudo (130ha). Todavia, Costa (2003) (estudo este que deu origem ao Costa *et al.*, 2009) utilizou o método da observação direta para determinar as localizações dos indivíduos estudados, o que possibilita um menor número de localizações, além da cobertura espacial de uma menor área, quando comparada à telemetria, sendo esta a causa mais provável para os valores reduzidos de área de vida estimados para os três grupos estudados (14, 15 e 15 ha). Beisiegel e Mantovani (2006) também optaram pela observação direta em sua pesquisa, contudo, o estudo apresentou duração de três anos, enquanto Costa (2003) acompanhou dois grupos durante dois meses e um grupo durante um ano.

A taxa média de deslocamento por hora verificada aqui (63 m) é inferior àquela estimada para *N. nasua* por Beisiegel e Mantovani (2006) (155 m), também na Mata Atlântica. Esta menor taxa de deslocamento está possivelmente atrelada à menor área de vida média verificada no presente estudo, o que será discutido na sequência.

A relação positiva observada entre taxa de deslocamento e grau de luminosidade era esperada, visto que os quatis são animais primariamente diurnos (Emmons e Feer, 1997; Cheida *et al.*, 2006; Santos *et al.*, 2009), o que está de acordo com a hipótese proposta inicialmente. Contudo, os deslocamentos foram verificados em diferentes horários, indicando que apesar da atividade principal ser durante o dia, a espécie também é ativa ocasionalmente nos períodos de menor luminosidade. Do mesmo modo, Nakano-Oliveira (2002) verificou um pico de

atividade entre duas e quatro horas, para dois indivíduos monitorados, apesar dos mesmos serem mais ativos durante o dia.

Os quatis utilizaram seletivamente as áreas de fragmentos e matas-ciliares, tanto para seleção de segunda, como de terceira ordem. O inverso ocorreu com as áreas de cultivo, as quais foram utilizadas em menor proporção do que a sua disponibilidade. Já o hábitat corpos d'água foi utilizado em grande intensidade por alguns indivíduos e em menor proporção por outros, gerando um índice de eletividade de I_{lev} positivo para seleção de terceira ordem e negativo para de segunda. Tal registro não é incomum, visto que os quatis ocorrem primariamente em ambientes florestados (Gompper & Decker, 1998). Bonatti (2006) acompanhou quatis na Ilha do Campeche (SC) através de observação direta e verificou seleção positiva pelos habitats floresta e formações antrópicas, sendo que os animais evitavam a praia e os costões rochosos.

Rocha (2006) sugere que a disponibilidade de água pode influenciar o tamanho da área de vida desta espécie, a qual tenderia a ser maior em regiões mais secas. A autora encontrou média de área de vida inferior à deste estudo em uma área com alta disponibilidade de água, no Pantanal Central. Apesar do presente estudo ter apontado o maior valor de área de vida já verificado para a espécie, a média estimada é inferior às encontradas por Crawshaw (1995), Nakano-Oliveira (2002) e Trovati (2004). É interessante notar que a área de vida de todos os indivíduos aqui monitorados incluiu o hábitat corpos d'água e, considerando a explicação fornecida por Rocha (2006), isso poderia explicar a baixa média verificada. Além disso, a fêmea NN3, indivíduo com menor área de vida, alocou sua área em um fragmento com grande volume de água. Valenzuela e Macdonald (2002) já haviam reportado a grande importância da água na determinação do uso do espaço por *Nasua narica*, de modo que suas áreas de vida se mostravam maiores de acordo com o maior grau de dispersão dos corpos d'água. Todavia, é importante salientar que em cenários de fragmentos florestais é difícil dissociar o hábitat corpos d'água dos habitats fragmentos e matas-ciliares, uma vez que costuma-se preservar justamente as regiões no entorno dos corpos d'água.

Apesar do fato do cultivo ser utilizado em menor proporção que disponível, o mesmo chegou a representar mais de 42% das localizações de um indivíduo, sendo

que, em média, 21,74% dos pontos foram detectados neste hábitat, indicando a utilização deste ambiente pela espécie, mesmo que esta utilização seja apenas para deslocamento entre remanescentes. O Kernel 50% indica que as áreas de maior intensidade apresentam matriz na sua composição, sendo, contudo, porções de matriz próximas às bordas dos fragmentos. Este dado sugere que apesar dos quatis utilizarem o hábitat cultivado, os mesmos não se distanciam com frequência dos remanescentes, o que aponta a grande relevância da manutenção destes fragmentos e de pontes entre eles, as quais seriam fundamentais para aumentar a conectividade do sistema para a espécie.

Conforme o previsto, foi detectado um aumento na utilização do cultivo à medida que sua altura era maior e oferecia, consequentemente, maior proteção e recursos. Este fato é mais um indicativo de que a espécie utiliza o hábitat cultivado, tanto para deslocamento, como possivelmente para forrageamento, visto que a plantação mais alta além de oferecer grãos como alimento, também atrai presas como insetos e pequenos vertebrados, o que está de acordo com a hipótese inicial. Além disso, em duas ocasiões foram observados grupos de quatis saindo de cultivos de milho carregando espigas na boca. Por outro lado, na época de produção de soja, etapa 3, a frequência de utilização do cultivo foi inferior àquela observada para as etapas 4 (milho em altura média) e 5 (milho em altura alta com produção de grãos), indicando que a proteção oferecida pelo cultivo de maior altura é um fator de grande relevância, visto que os quatis, além de predadores, são também presas. Possivelmente por este motivo é que a maior intensidade de utilização da matriz tenha ocorrido próximo à borda dos fragmentos, conforme apontado pelo kernel 50%, evitando maior exposição a predadores. Esta utilização está provavelmente associada ao forrageamento, enquanto as observações mais esparsas em cultivo, apontadas apenas pelo kernel 95%, estão possivelmente relacionadas a deslocamentos rápidos entre setores de maior utilização.

Sabe-se que a fragmentação traz na maior parte das vezes prejuízo para as espécies habitantes da área afetada, como discutido amplamente no primeiro capítulo desta tese. Porém, por vezes a fragmentação pode beneficiar algumas espécies como verificado por Malcolm (1997) e Tocher *et al.* (1997) em estudos de fragmentação controlada na Amazônia. Ambas as pesquisas sugeriram um aumento da riqueza de anuros e pequenos mamíferos, respectivamente, logo após a

fragmentação da área, apesar de algumas espécies terem desaparecido do local. Este aumento de riqueza foi associado à presença de novas espécies características de ambientes associados à matriz, normalmente não verificadas em florestas primárias. Além disso, é sabido que a disponibilidade de novas fontes de alimentos, advindas da alteração do ambiente, como pomares e cultivos de grãos, podem levar à redução da área de vida original dos indivíduos, uma vez que os mesmos podem suprir suas demandas energéticas a partir do forrageamento de uma área menor (Di Bitetti, 2001; Ludwig *et al.*, 2005; Mergey *et al.*, 2011; Quinn *et al.*, 2013).

Não é possível afirmar que *N. nasua* tenha sido favorecido pela fragmentação neste estudo, uma vez que para tal seria necessária a realização de um estudo pré e pós-fragmentação, como os de Malcolm (1997) e Tocher *et al.* (1997). Todavia, podemos afirmar que a espécie está fazendo intenso uso de um hábitat não disponível antes da fragmentação, sendo provável que os cultivos estejam suprimindo, pelo menos em parte, a necessidade energética da espécie na área estudada. Além disso, as médias de área de vida encontradas aqui são inferiores às aquelas estimadas por Crawshaw (1995), Nakano-Oliveira (2002) e Trovati (2004), cujas áreas de estudo sofrem menos influência de cultivos agrícolas.

Deste modo, o uso do espaço pelos quatis é influenciado por uma série de fatores, sendo que a qualidade do ambiente parece ser de extrema relevância, principalmente quando a disponibilidade de água é considerada, sendo a área de vida normalmente menor em ambientes com alta disponibilidade deste recurso (de acordo com Valenzuela e Macdonald, 2002 para *Nasua narica*; Rocha (2006) e este estudo para *N. nasua*). Além disso, é possível que a presença de cultivos agrícolas permita uma redução da área de vida dos indivíduos, uma vez que a mesma é utilizada como fonte extra de recursos (este estudo). Outro fator importante é formação de grupos, sendo que a área de vida é normalmente maior para grupos e menor para machos solitários (Nakano-Oliveira, 2002; Trovati *et al.*, 2010; este estudo). O peso dos indivíduos também é capaz de influenciar o uso do espaço por *N. nasua*, sendo que animais maiores apresentam maior demanda energética, necessitando maior aporte de recursos e com tendência de apresentarem maior área de vida (este estudo). Ademais, o tempo de monitoramento e número de localizações influencia de maneira expressiva o tamanho da área de vida estimada,

existindo uma tendência de aumento da área com o aumento destes dois fatores, até que a assíntota da curva seja atingida (este estudo). Além disso, parece existir uma grande variação individual influenciando o uso do espaço, o que é esperado em espécies sociais, uma vez que diferentes funções e comportamentos podem ser atribuídos aos diferentes integrantes do grupo.

Os dados aqui apresentados indicam que o intervalo de área de vida desta espécie pode ser mais amplo do que o previamente conhecido. O estudo também detalhou que a área de vida diária apresenta certa variação, correspondendo a uma pequena porção da área de vida geral, apontando para a ausência de territorialidade da espécie, hipótese reforçada pelas evidentes sobreposições de áreas de vida. Os quatis estudados apresentaram maior deslocamento durante o período diurno, apesar de atividades noturnas e crepusculares terem sido evidenciadas. Utilizaram seletivamente áreas florestadas, como fragmentos e matas-ciliares, com uma grande intensidade de uso de corpos d'água. Entretanto, utilizaram também as áreas de cultivo, provavelmente para deslocamento e forrageamento, permanecendo próximos às bordas dos fragmentos na maior parte das vezes. Assim sendo, com base na biologia da espécie que é onívora e social, é possível notar um processo de adaptação à fragmentação de seu hábitat, existindo uma grande intensidade de uso da mata-ciliar, a qual possivelmente é importante, mas não suficiente para sustentar um grupo de indivíduos. A alta porcentagem de uso dos cultivos, a qual aumenta com o aumento da altura do mesmo, indica uma adaptação desta espécie generalista, capaz de utilizar as culturas ou pequenos animais atraídos para a matriz como fonte de recursos, deslocando e alterando sua área de vida de acordo com a modificação de seu hábitat.

4.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BEISIEGEL, B.M.; MANTOVANI, V. Habitat use, home range and foraging preferences of the coati *Nasua nasua* in a pluvial tropical Atlantic forest area. **Journal of Zoology**, 269(1): 77-87. 2006.

BONATTI, J. **Uso e seleção de hábitat, atividade diária e comportamento de *Nasua Nasua* (Linnaeus, 1766) (Carnivora: Procyonidae) na Ilha do Campeche, Florianópolis, Santa Catarina.** 137p. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2006.

BRAY, J.R.; GHORAN, E. Litter production in forest of the world. **Advances Ecology of Research**, 2: 101-157. 1964.

BROOKS, D. M. Observations on procyonids in Paraguay and adjacent regions. **Small Carnivore Conservation**, 8: 3-4. 1993.

BROWN, C. E. Rearing wild animals in captivity, and gestation periods. **Journal of Mammalogy**, 17: 10-13. 1936.

CÁCERES, N.C.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. **Área de vida de marsupiais brasileiros.** Pp.203-215. *In*: CÁCERES, N.C.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. (eds). Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução. Editora da UFMS, Campo Grande, 364p. 2006.

CALENGE, C. The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and hábitat use by animals. **Ecological Modelling**, 197, 516-519. 2006.

CHEIDA, C.C.; NAKANO-OLIVEIRA, E.; FUSCO-COSTA, R.; ROCHA-MENDES, F. & QUADROS, J. **Ordem Carnivora.** *In*: REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A. & LIMA, I.P. (eds.). Mamíferos do Brasil. Londrina. 437p. 2006.

CHIARELLO, A. G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, 89: 71-82. 1999.

COSTA, E. M. J. **Movimentação, frugivoria e dispersão de sementes por quatis (Procyonidae: *Nasua nasua*) no Parque do Prosa, Campo Grande, Mato Grosso do Sul.** 88p. *Dissertação de mestrado.* Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 2003.

COSTA, E. M. J.; MAURO, R. A.; SILVA, J. S. V. Group composition and activity patterns of brown-nosed coatis in savanna fragments, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 69(4):985-991. 2009.

- CRAWSHAW, P. G. **Comparative ecology of ocelot (*Felis pardalis*) e jaguar *Panthera onca* in a protected subtropical forest in Brazil and Argentina**. 189p. *PhD Thesis*. University of Florida, Gainesville, Florida. 1995.
- CULLEN, L.; BODMER, R. E.; PÁDUA, C. V. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. **Biological Conservation**, 95: 49-56. 2000.
- DAHLE, B.; STOEN, O.; SWENSON, J. E. Factors influencing home-range size in subadult brown bears. **Journal of Mammalogy**, 87(5):859–865. 2006.
- DI BITETTI, M. S. Home-range use by the tufted capuchin monkey (*Cebus apella nigratus*) in a subtropical rainforest of Argentina. **Journal of Zoology (London)**, 253: 33–45. 2001.
- DI BLANCO, Y.; HIRSH, B. T. Determinants of vigilance behavior in the ring-tailed coati (*Nasua nasua*): the importance of within-group spatial position. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, 61: 173-182. 2006.
- DONCASTER, C.P.; MACDONALD, D.W. Drifting territoriality in the red fox **Vulpes vulpes**. *Journal of Animal Ecology*, 60: Litva 423–439. 1991.
- EMMONS, L. H.; FEER, F. **Neotropical Rainforest Mammals – a field guide**. Chicago and London: The University of Chicago Press. 281p. 1990.
- GOMPPER, M. E. 1997. Population ecology of the White-nosed coati (*Nasua narica*) on Barro Colorado Island, Panama. **Journal of Zoology**, 241: 441-455. 1997.
- GOMPPER, M. E. ; DECKER, D. M. *Nasua nasua*. **Mammalian species**, 580: 1-9. 1998.
- HASS, C. C. Home-range dynamics of white-nosed coatis in southeastern Arizona. **Journal of Mammalogy**, 83(4): 934-946. 2002.
- HEMSON, G.; JOHNSON, P.; SOUTH, A.; KENWARD, R.; RIPLEY, R.; MACDONALD, D. Are kernels the mustards? Data from global positioning system (GPS) collars suggests problems for Kernel home-range analyses with least-square cross-validation. **Journal of Animal Ecology**, 74: 455-463. 2005.
- IVLEV, V. S. **Experimental Ecology of the Feeding of Fishes**. New Haven: Yale University Press. 1961.
- JACOB, A. A.; RUDRAN, R. **Radiotelemetria em estudos populacionais**. Pp. 285-341. *In*: CULLEN JR, L.; RUDRAN, R; VALLADARES-PADUA, C. (eds). Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Editora da UFPR e Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. Curitiba. 667p. 2003.
- JOHNSON, D. H. The comparasion of usage and availability measurements for evaluating resource preference. **Ecology**, 61: 65-71. 1980.

KENWARD, R. E.; CLARKE, R. T.; HODDER, K. H.; WALLS, S. S. Density and linkage estimators of home range: nearest-neighbor clustering defines multi-nuclear cores. **Ecology**, 82: 1905-1920. 2001.

LINDSTED, S. L.; MILLER, B. J.; BUSKIRK, S. W. Home Range, Time, and Body Size in Mammals. **Ecology**, 67(2): 413-418. 1986.

LITVAITIS, J. A.; SHERBURNE, J. A.; BISSONETTE, J. A. Bobcat habitat use and home range size in relation to prey density. **Journal of Wildlife Management**, 50:110–117. 1986.

LUDWIG, G.; AGUIAR, L. M.; ROCHA, V. J. Uma Avaliação da Dieta, da Área de Vida e das Estimativas Populacionais de *Cebus nigratus* (Goldfuss, 1809) em um Fragmento Florestal no Norte do Estado do Paraná. **Neotropical Primates**, 13(3): 12-18. 2005.

MALCOLM, J.R. Biomass and diversity of small mammals in forest fragments, p.207-221. *In*: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JR., R. O. (Eds.), **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. Chicago, The University of Chicago Press, 632p. 1997.

MERGEY, M.; HELDER, R.; ROEDER, J. Effect of forest fragmentation on space-use patterns in the European pine marten (*Martes martes*). **Journal of Mammalogy**, 92(2): 328–335. 2011.

MICHALSKI, F.; PERES, C. A. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in amazonian forest fragments. **Conservation Biology**, 21(6): 1626-1640. 2007.

MIGUENS, A. P. **Agulhas náuticas; Conversão de rumos e marcações**.p:72-116. *In*: MIGUENS, A. P. Navegação: A ciência e a arte, Volume I: Navegação costeira, estimada e em águas restritas. 2013.

MOHR, C. O. Table of equivalent populations of North American mammals. **American Midland Naturalist**, 37: 223-249. 1947.

MYSTERUD, A.; PÉREZ-BARBERÍA, F. J.; GORDON, I. J. The effect of season, sex and feeding style on home range area versus body mass scaling in temperate ruminants. **Oecologia**, 127:30–39. 2000.

NAKANO-OLIVEIRA, E. N. C. **Ecologia alimentar e área de vida de carnívoros da Floresta Nacional de Ipanema, Iperó, SP**. 103 p. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, São Paulo. 2002.

POWELL, R. A. **Animal home ranges and territories and home range estimators**. 65-110p, *In*: BOITANI, L.; FULLER, T. K. (eds.). Research techniques in

animal ecology: controversies and consequences. Columbia University Press, New York, USA. 2000.

PREVEDELLO, J. A.; MENDONÇA, A. F.; VIEIRA, M. V. Uso do espaço por pequenos mamíferos: uma análise dos estudos realizados no Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, 12(4): 610-625. 2008.

QUINN, A. C. D.; WILLIAMS, D. M.; PORTER, W. F. Landscape structure influences space use by white-tailed deer. **Journal of Mammalogy**, 94(2): 398–407. 2013.

R DEVELOPMENT CORE TEAM R: **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2014. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

RESENDE, B.D.; MANNU, M.; IZAR, P.; OTTONI, E. B. 2004. Interaction between capuchins and coatis: nonagonistic behaviors and lack of predation. **International Journal of Primatology**, 25: 1213-1224. 2004.

ROCHA, F. L. **Áreas de uso e seleção de habitats de três espécies de carnívoros de médio porte na Fazenda Nhumirim e arredores, Pantanal da Nhecolândia, MS**. 93p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 2006.

SANTOS, L. B.; CHEIDA, C. C.; REIS, N. R. 2009. **Ordem Carnivora**. p141-164. *In*: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; FRREGONEZI, M. N.; ROSSANEIS, B. K. Guia Ilustrado Mamíferos do Paraná-Brasil. Editora USEB. Pelotas. 220p. 2009.

SEAMAN, D. E.; POWELL, R. A. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. **Ecology**, 77: 2075-2085. 1996.

SWIHART, R. F. & SLADE, N. A. Influence of sampling intervals on estimates of home range size. **Journal of Wildlife Management**, 49: 1019-1025. 1985.

TOCHER, M. D.; GASCON, C.; ZIMMERMAN, B. L. **Fragmentation effects on a central Amazonian frog community: a ten-year study**, p.124-137. *In*: LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD JR, R. O. (eds). Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. Chicago, The University of Chicago Press, 632p. 1997.

TROVATI, R. G. **Monitoramento radiotelemétrico de pequenos e médios carnívoros na área de influência da UHE Luiz Eduardo Magalhães/Lajeado – TO**. 72 p. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo. 2004.

TROVATI, R. G.; BRITO, B. A.; DUARTE, J. M. B. Habitat use and home range of brown-nosed coati, *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) in the Brazilian Cerrado biome. **Revista de Biologia Tropical**, 58(3): 1069-1077. 2010.

TUFTO, J.; ANDERSEN, R.; LINNELL, J. Habitat use and ecological correlates of home range size in a small cervid: the roe deer. **Journal of Animal Ecology**, 65: 715–724. 1996.

VALENZUELA, D.; MACDONALD, D.W. Home-range use by white-nosed coatis (*Nasua narica*): Limited water and a test of the resource dispersion hypothesis. **Journal of Zoology**, 258: 247–256. 2002.

WHITE, G. C. & GARROT, R. A. **Analysis of wildlife radio-tracking data**. Nova York: Academic Press. 383p. 1990.

WORTON, B. J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home range studies. **Ecology**, 70: 164-168.

ZIMMERMAN, J. W.; POWELL, R. A. Radiotelemetry error: location error method compared with error polygons and confidence ellipses. **Canadian Journal of Zoology**, 73: 1123-1133. 1995.

5. CAPÍTULO 4 - USO DO ESPAÇO POR UM INDIVÍDUO *CERDOCYON THOUS* EM UMA PAISAGEM DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL.

5.1 INTRODUÇÃO

O cachorro do mato, *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766), é um carnívoro Canidae (Mammalia, Carnivora) de médio porte que pesa entre 3,7 e 11,1 kg (Santos *et al.*, 2009; Cheida *et al.*, 2011). A coloração de sua pelagem varia do cinza ao marrom, usualmente com tons de amarelo, sendo que a região ventral apresenta coloração mais clara, além de uma faixa de pelos pretos da nuca até a cauda (Santos *et al.*, 2009; Cheida *et al.*, 2011). Apresenta uma ampla distribuição na América do Sul, ocorrendo no Brasil, norte da Argentina, Uruguai, Paraguai, leste do Peru, norte da Colômbia, Venezuela, Guiana e Suriname (Berta, 1982; Courtenay & Maffei, 2004). Costumam viver em pares, contudo, podem ser avistados sozinhos ou em grupos de 2 a 5 indivíduos (Montgomery & Lubin, 1978; Brady, 1979; Macdonald & Courtenay, 1996). É considerada uma espécie generalista e oportunista, encontrada com bastante frequência em fragmentos florestais (Faria-Côrrea, 2004; Cheida *et al.*, 2011). De maneira geral, os Carnivora com hábitos generalistas tendem a estarem melhor adaptados às mudanças em seu hábitat, sofrendo menos com a fragmentação do ambiente (Goodrich & Buskirk, 1995). Algumas vezes *C. thous* se beneficia da interação antrópica, alimentando-se de plantações e criações domésticas, já tendo sido encontrados em plantações de milho e soja (Facure & Monteiro-Filho, 1996; Juarez e Marinho-Filho, 2002), porém, não habitam paisagens destituídas de mata nativa (Faria-Côrrea, 2004).

Segundo Michalski (2000), *C. thous* parece utilizar todos os tipos de hábitat disponíveis, sem seleção preferencial. Todavia, vários autores sugerem que a espécie apresenta seleção por áreas abertas como campos e cerrados (Brady, 1979; Sunquist *et al.*, 1989; Macdonald e Courtenay, 1996; Michalski, 2000; Rocha, 2006; Trovati *et al.*, 2007), enquanto outros, como Maffei e Taber (2003) e Faria-Côrrea (2004), notaram uma maior intensidade de uso de áreas florestadas, indicando uma grande plasticidade da espécie com relação à seleção de hábitat.

Não existe um consenso também com relação aos tamanhos de área de vida estimados para *C. thous* pelos diferentes estudos. No Parque Nacional do Iguaçu, Mata Atlântica, a variação de área de vida para diferentes machos foi entre 670 e

1.520 hectares (Crawshaw, 1995). Na Floresta Nacional de Ipanema, uma reserva de Mata Atlântica que inclui áreas alteradas, a área de vida verificada para uma fêmea e um macho da espécie foi 30 e 1.110 hectares, respectivamente (Michalski, 2000). Na mesma área, valores bastante diferentes foram apontados posteriormente por Nakano-Oliveira (2002), que reportou 450 hectares para uma fêmea e 280 hectares para um macho. Ainda no mesmo bioma, no Parque Estadual da Ilha do Cardoso, Nakano-Oliveira (2006) estimou valores entre 54 e 207 hectares a partir de dois grupos de *C. thous*, tendo um deles alta influência antrópica. Novamente na Mata Atlântica, Korontai (2011) estimou valores entre 97 e 142 hectares, monitorando três indivíduos na ilha de Cananéia. No Cerrado baiano, Juarez e Marinho-Filho (2002) encontraram o valor de 1.280 hectares para um macho, enquanto Trovatti (2007) verificou uma variação entre 250 e 672 hectares no mesmo bioma, na porção central do Tocantins. No Cerrado Amazônico, Ilha de Marajó (PA), Macdonald e Courtenay (1996) encontraram valores entre 48 e 1.042 ha para 21 indivíduos estudados. No Pantanal sul-mato-grossense, Rocha (2006) verificou valores entre 100 e 190 ha e Bianchi (2009) entre 130 e 280 ha, avaliando seis e sete indivíduos, respectivamente. Ainda na mesma região, Santos Jr. (2013) verificou grande amplitude de valores estudando 22 indivíduos na Chapada dos Guimarães e Fazenda Panflora, os quais variaram entre 20 e 1.441 ha. Nos Lhanos da Venezuela, três pares mostraram áreas de vida variando entre 60 e 96 hectares (Brady, 1979), enquanto na Bolívia foi verificada área entre 110 e 280 ha para três indivíduos em um bosque seco de Santa Cruz (Maffei e Taber, 2003).

De uma maneira geral, os estudos sobre a utilização do espaço por *C. thous* abrangem diferentes biomas e ecossistemas, contudo, mesmo com a grande flexibilidade na utilização do hábitat apresentada pela espécie (Michalski *et al.*, 2000), ainda são poucos os estudos direcionados a avaliar o potencial de utilização de áreas de mata fragmentada pela ação da agricultura (Facure & Monteiro-Filho, 1996; Juarez e Marinho-Filho, 2002). Assim, considerando as informações disponíveis sobre a plasticidade na utilização de recursos em diferentes hábitats, este estudo busca avaliar a hipótese de que para esta espécie a matriz agrícola é utilizada de forma intensa, quando a mesma encontra-se presente em seu ambiente. Além do mais, visto que *C. thous* é primariamente noturno (Nakano-Oliveira, 2002;

Maffei e Taber, 2003; Faria-Corrêa, 2004), acredita-se que uma maior taxa de deslocamento será verificada nos períodos de menor luminosidade.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Área de estudo

A apresentação da tese traz uma descrição da área de estudo.

5.2.2 Captura

O presente projeto obteve autorização para captura de número 33812-1 do Ministério do Meio Ambiente. Entre fevereiro e novembro de 2013, foram realizadas expedições mensais visando à captura de cachorros-do-mato, através da utilização de 20 armadilhas do tipo Tomahawk com dimensões 1,15 m X 0,6 m X 0,4 m. As mesmas foram instaladas em duas transecções de 8 km, cada uma apresentando cinco estações de coleta, cada qual com duas armadilhas. A transecção 1 apresentou cinco estações de coleta (10 armadilhas) ao longo do Rio Açu (ver lado esquerdo da Figura 4.1), estando duas localizadas na RPPN Fazenda Açu. Do mesmo modo, a transecção 2 apresentou cinco estações de coleta (10 armadilhas), porém em fragmentos florestais (ver lado direito da Figura 4.1), também com duas estações na RPPN Fazenda Açu.

As armadilhas foram armadas por 12 dias por mês, durante 10 meses e revisadas a cada 24 horas. Como iscas foram utilizados pintos vivos ou uma mistura composta por grandes pedaços de bacon, banana e sardinha. Os pintos foram mantidos dentro de gaiolas menores acopladas à armadilha, para que os cachorros-do-mato não conseguissem alcançá-los, conforme recomendado pelo comitê de ética da Universidade Federal do Paraná. Além disso, um líquido preparado com tabletes de caldo de galinha era derramado ao redor das armadilhas, a fim de aumentar a atração dos animais. Anteriormente ao início das capturas, as armadilhas foram cevadas com sardinha, banana, bacon e caldo de galinha e mantidas abertas e desarmadas, objetivando a familiarização do animal com as mesmas.

Os locais de instalação das armadilhas foram selecionados de acordo com os seguintes critérios: Maior distância possível de áreas utilizadas por humanos, proximidade de vestígios como pegadas ou fezes e presença de animais com base no registro de câmeras *trap*, as quais foram dispostas nas áreas em um estudo prévio, com o propósito de encontrar locais com maior probabilidade de captura. Apesar de alguns estudos relatarem a presença de *C.thous* em ambientes com alta influência antrópica (p. ex. Nakano-Oliveira, 2006; Korontai, 2011), a área do presente estudo sofre grandes pressões de caça e pesca, além do roubo de armadilhas ter ocorrido inúmeras vezes durante a pesquisa, motivos pelos quais se optou por manter distância, quando possível, de áreas com maior atividade humana.



Figura 4.1. Carta imagem criada a partir de imagem de satélite da área de estudo, obtida em 30 de outubro de 2013 através do Google Earth. As estrelas representam as 10 estações de coleta.

O animal capturado foi avaliado clínica e fisicamente, medido, pesado, fotografado e marcado com brinco numerado (*ear tag*). A contenção química foi

realizada através dos fármacos Cetamina S + (dose 8mg/Kg), Midazolam (dose 0,5mg/Kg) e Morfina (dose 0,4mg/Kg), todos inseridos em um dardo e administrados via intramuscular através de uma zarabatana. A classe etária foi estimada com base no tamanho do mesmo e desgaste e coloração dos dentes. Em seguida, um rádio colar, modelo ATS M1940B, pesando 44 gramas, foi fixado no indivíduo e após a recuperação total, o animal foi liberado no mesmo local da captura. O indivíduo foi catalogado com o prefixo CT seguido de um número. Todo o procedimento pós-captura foi realizado com assistência de um grupo de médicos veterinários do Hospital Veterinário da Universidade Federal do Paraná, Setor Palotina.

5.2.3 Monitoramento

A rádio-telemetria foi empregada para realização do monitoramento, o qual se deu sem bases fixas, com o emprego de rádio receptor (ATS R410), bússola de precisão de um grau (Engineer), receptor GPS (Garmin, etrex Legend HCx) e uma antena Yagi três elementos, com as localizações determinadas pelo método da triangulação (cf. White and Garrot, 1990).

Consoante com o sugerido por White e Garrot (1990), buscou-se a diferença angular entre as localizações próximas a 90 graus, sendo admissível uma diferença entre 30 e 150 graus, as quais foram tomadas em um intervalo máximo de sete minutos entre localizações. Para a determinação de cada localização foram obtidas direções, recebidas através do sinal emitido pelo rádio-colar, a partir de três pontos diferentes com auxílio do rádio receptor, bússola e antena. A acurácia das localizações foi estimada por meio de pré-testes onde foram realizadas buscas por rádios transmissores escondidos por um colaborador, os quais tinham a localização definida por um receptor GPS (Cf. Rocha, 2006). Deste modo, foi possível a comparação da localização real e da estimada através da triangulação (Zimmermam e Powel, 1995).

Para possibilitar a análise da área de vida e seleção do hábitat, o cachorro-do-mato foi monitorado em períodos diurnos e noturnos, com o propósito de aferir os diferentes períodos de atividade. As observações se deram com pelo menos 24 horas de intervalo entre elas, assegurando sua independência (Swihart & Slade, 1985). Porém, para viabilizar a análise de fatores como mobilidade e área de vida

diária, foi realizada uma expedição onde nove localizações foram tomadas em um período de 24 horas, sendo realizada uma localização a cada três horas, resultando em oito intervalos de deslocamento.

5.2.4 Análise dos dados

Para determinar cada uma das localizações aqui estimadas, foi considerada a declinação magnética, ou seja, a conversão do azimuth magnético (obtido com a bússola) para o geográfico, com auxílio do "National Geophysical Data Center" (<http://www.ngdc.noaa.gov/geomag-web/>) e o desvio padrão entre o azimuth observado e o esperado com base em 30 triangulações.

O método do Mínimo Polígono Convexo (Mohr, 1947), que consiste na ligação dos pontos externos referentes às localizações de um indivíduo de modo a formar um polígono sem lados côncavos, foi empregado para estimar a área de vida e a área de vida diária do indivíduo estudado. Visto que este é o método mais frequentemente utilizado para determinação deste parâmetro, a aplicação do mesmo permite a comparação com os demais estudos (p. ex. Juarez e Marinho Filho, 2002; Nakano-Oliveira, 2002; Maffei e Taber, 2003; Nakano-Oliveira, 2006). Além disso, o método do Kernel Fixo com 95% e 50% das localizações também foi utilizado, sendo considerado o mais adequado por diversos autores (Worton, 1995; Seaman & Powell, 1996; Powell, 2000). Além de não apresentar uma correlação positiva obrigatória entre o tamanho da amostra e o tamanho da área de vida (Seaman & Powell, 1996), este método possibilita a percepção de diferentes centros de atividade (Worton 1989, Kenward, *et al.* 2001) e é capaz de eliminar áreas usadas com pouca frequência pelos animais, já que não leva em consideração pontos distantes da área com principal atividade (Hemson *et al.*, 2005). As duas análises supracitadas foram realizadas com auxílio do Programa R (R Development Core Team, 2014), pacote *adehabitatHR* (Calenge, 2006), funções "mcp" e "KernelUD".

A partir dos dados de área de vida referentes ao método do MPC, curvas de acumulação de área de vida de acordo com o número de localizações e tempo de monitoramento serão geradas, a fim de verificar o grau de confiabilidade da amostra.

Com o intuito de avaliar fatores capazes de influenciar a área de vida estimada para *Cerdocyon thous*, uma compilação de estudos sobre o uso do espaço

por esta espécie, através da telemetria, foi realizada. A relação entre o tamanho médio de área de vida estimado e outros três fatores, sendo eles o número de localizações, a latitude e o tamanho das áreas de estudo, foi analisada através de uma correlação de Pearson.

A distância entre duas localizações, medida em linha reta, representa a distância mínima percorrida e foi utilizada para determinar os deslocamentos do cachorro-do-mato (Prevedello *et al*, 2008). Para estimar a distância mínima percorrida durante um dia completo foi utilizada a soma de todas as distâncias computadas em uma série de 24 horas. Os diferentes períodos do dia foram classificados de acordo com os seguintes critérios: os horários entre as 21 e 6 horas foram considerados com pouca luminosidade (índice 1); das 18 e 21 horas e das 6 e 9 horas com média luminosidade (índice 2); e das 9 e 18 horas com muita luminosidade (índice 3). Uma correlação de Pearson foi realizada a fim de verificar a existência de relação entre taxa de deslocamento e os períodos pré-determinados acima. Quando o ponto verificado tinha no máximo 20 metros de distância do ponto anterior considerou-se ausência de deslocamento, devido ao erro intrínseco ao método.

O índice de Eletividade de Ivlev (1961) foi empregado para a caracterização de seleção do hábitat, onde foi realizada a comparação da utilização dos habitats em relação às suas disponibilidades. O índice é obtido através da seguinte fórmula: $E = (U_i - D_i) / (U_i + D_i)$, onde U_i é a proporção de utilização de determinado hábitat e D_i a proporção de sua disponibilidade. Este índice varia de 1 (indicando alta utilização) a -1 (indicando não utilização), sendo que o valor 0 indica ausência de preferência. A análise de seleção de hábitat foi utilizada em duas das três escalas definidas por Johnson (1980). A análise de primeira ordem não pode ser realizada, visto que leva em consideração toda a distribuição da espécie. Na escala de segunda ordem toda a área de estudo foi levada em consideração, enquanto que na escala de terceira ordem foi analisada apenas a área de vida do indivíduo monitorado. Os habitats disponíveis na área de estudo são: Corpos de água (lagos ou rios); áreas de cultivo; fragmentos florestais e matas ciliares. O tamanho de suas áreas foi computado com auxílio do programa Google Planimeter.

5.3 RESULTADOS

O desvio padrão observado entre o azimute magnético observado e o real, durante os testes para verificar a acurácia das estimativas de localização, foi seis graus ($n=30$). A declinação magnética empregada para correção do Norte magnético em relação ao Norte geográfico foi 16,5 graus. A distância entre a localização estimada e real variou entre 0 e 120 metros, sendo que em 60% das vezes a mesma foi inferior à 20 metros e em 90% das vezes inferior à 100 metros, após as devidas correções.

Em 120 dias de coleta, realizadas entre janeiro e outubro de 2013, 2.400 armadilhas x dia foram amostradas, sendo obtidas apenas duas capturas de um único macho adulto (Figura 4.2), o qual pesava 8 kg. A taxa de captura foi $8,33 \text{ e}^{-4}$.

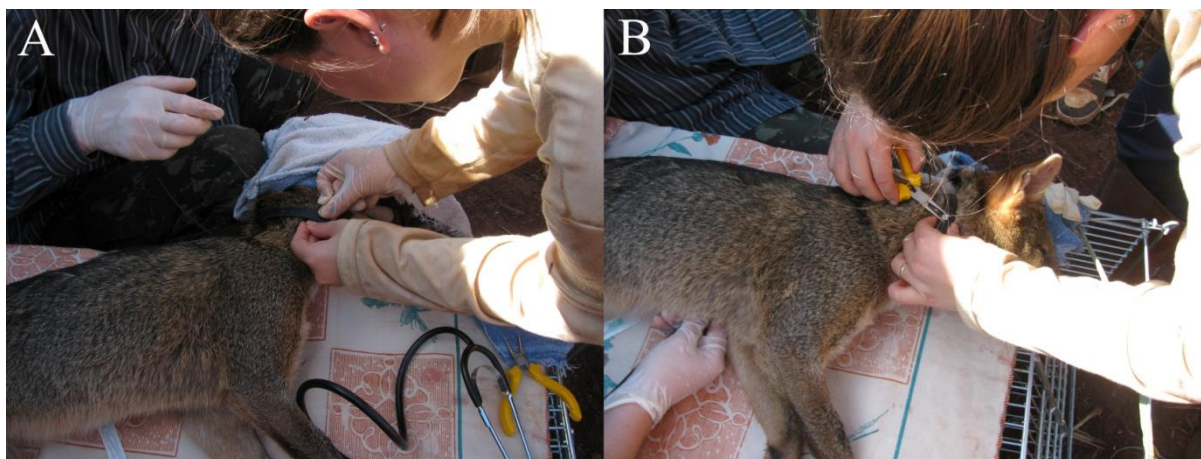


Figura 4.2. Instalação de rádio transmissor no cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) capturado em fragmento da Fazenda Açu (PR). A. Início de instalação do collar no indivíduo CT1, após receber anestesia. B. Finalização da instalação do collar no indivíduo CT1, enquanto suas frequências cardíacas estavam sendo monitoradas.

Obedecendo a um intervalo mínimo de 24 horas, 23 localizações independentes foram obtidas entre 1^o de maio e 17 de junho de 2013, as quais foram utilizadas para analisar seleção de hábitat e área de vida geral do indivíduo. Um total de nove localizações e oito intervalos amostrais foram tomados em uma série de 24 horas, a fim de determinar área de vida e deslocamentos diários, totalizando 32 localizações ao longo do estudo. Porém, a primeira localização da série de 24 horas foi igualmente empregada como uma localização independente,

totalizando 24 localizações para determinar área de vida geral e seleção de hábitat e nove localizações para caracterizar área de vida diária (Tabela 4.1).

Tabela 4.1. Intervalo e período de monitoramento do *C. thous* estudado na Fazenda Açú (PR), número de localizações independentes (incluindo a primeira localização da série de 24 horas), de expedições de 24 horas (com nove localizações, sendo que a primeira delas foi computada também como uma localização independente) e de localizações totais do indivíduo monitorado.

INDIVÍDUO	INTERVALO	PERÍODO	LOCALIZAÇÕES INDEPENDENTES	EXPEDIÇÕES DE 24 HORAS	LOCALIZAÇÕES TOTAIS
DA1	01/05/2013 até 17/06/2013	47 dias	24	1	32

5.3.1 Área de vida

As áreas de vida caracterizadas pelos métodos do MPC e KF (95%, 50%) variaram bastante, como mostra a Tabela 4.2. A Figura 4.3 ilustra as áreas de vida calculadas através do MPC, representada por um polígono sem lados côncavos e do Kernel, onde as diferentes intensidades de uso dentro da área de vida variam do branco (alta utilização - Kernel 50%) ao laranja (baixa utilização - Kernel 95%).

Tabela 4.2. Área de vida (em ha) estimada pelos métodos MPC e KF, para o *C. thous* monitorado na Fazenda Açú (PR).

ÁREA DE VIDA (ha)		
MPC	KF 95%	KF 50%
451,02	985,71	356,82

A curva de acumulação de área de vida de acordo com o número de localizações mostrou uma tendência à estabilização, não atingindo, contudo, uma assíntota (Figura 4.4). A curva de acumulação de área de vida foi gerada a partir dos dados obtidos através do método do MPC.

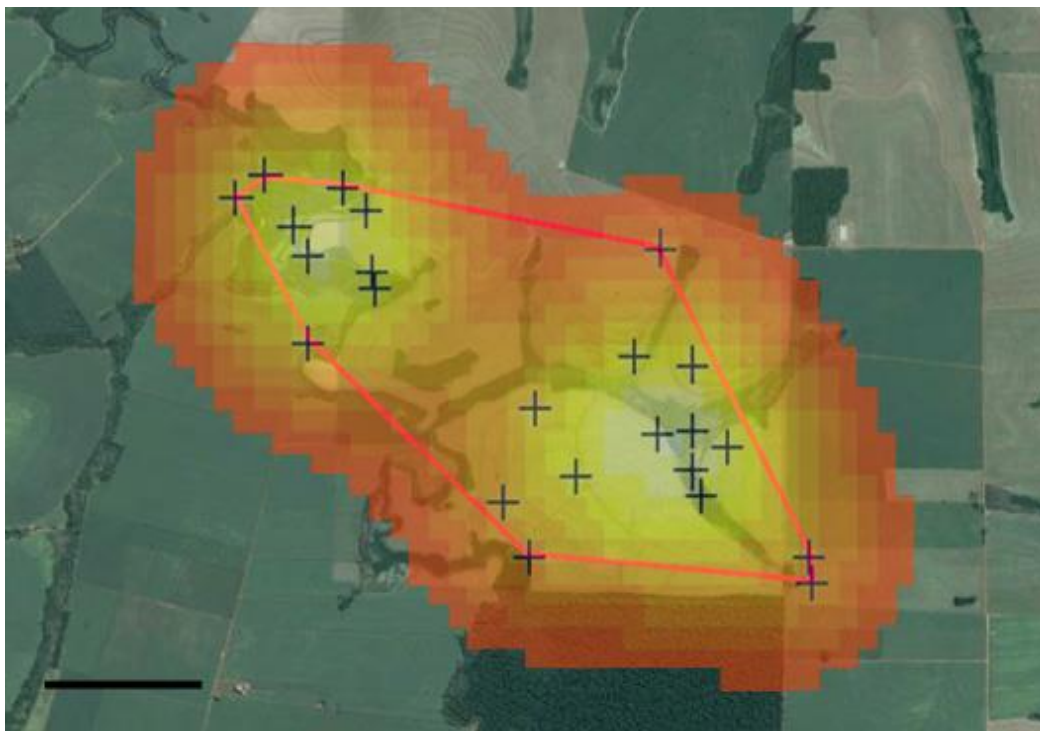


Figura 4.3. Áreas de vida (em ha) do cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) CT1 monitorado na Fazenda Açu (PR) sobre uma carta imagem, a qual foi criada a partir de imagem de satélite obtida em 30 de outubro de 2013, através do Google Earth. A área de vida calculada pelo método do MPC está representada pelo polígono cor-de-rosa e a calculada pelo método do KF pela nuvem de tons alaranjados, onde o branco/amarelo-claro indica maior intensidade de uso (KF 50%) e o laranja menor intensidade (KF 95%). As cruzes negras indicam as localizações independentes do indivíduo e o traço negro no canto inferior esquerdo a escala de 1 km.

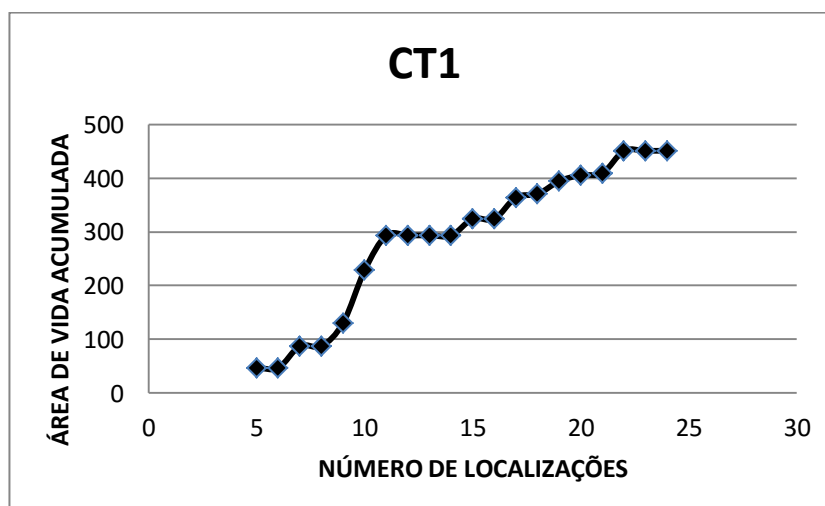


Figura 4.4. Curva de acumulação de área de vida (em ha) de acordo com o número de localizações, para o *C. thous* monitorado na Fazenda Açu (PR).

A área de vida diária do *C. thous* monitorado na Fazenda Açu, calculada através do MPC, foi de 286 ha, o que representa 63,41% da área de vida total (Figura 4.5).

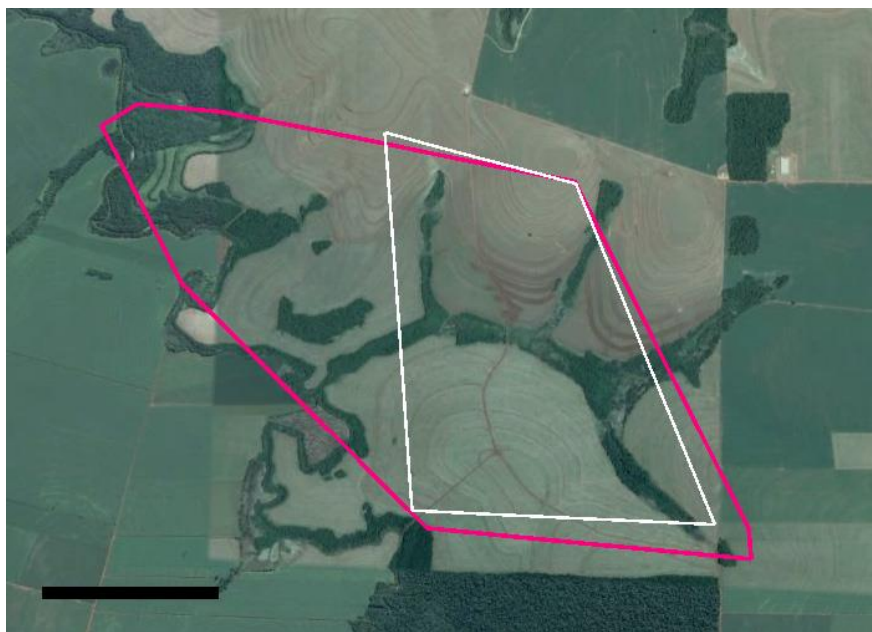


Figura 4.5. Áreas de vida do cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) CT1 monitorado na Fazenda Açu (PR) sobre uma carta imagem, a qual foi criada a partir de imagem de satélite obtida em 30 de outubro de 2013, através do Google Earth. O polígono cor-de-rosa representa a área de vida geral e o polígono branco representa a área de vida diária, ambas calculadas através do MPC. O traço negro no canto inferior esquerdo representa a escala de 1 km.

A respeito da compilação de estudos sobre uso do espaço por *C. thous*, avaliados através da telemetria, a relação entre a latitude da área de estudo e o tamanho da área de vida foi baixa ($r=-0,04$; $p=0,93$), assim como a relação entre o número de localizações e o tamanho da área de vida ($r=-0,01$; $p=0,83$). Por outro lado, verificou-se uma pequena tendência de aumento da área de vida média estimada com o aumento do tamanho da área de estudo ($r= 0,47$, $p=0,23$), de acordo com a correlação de Pearson.

5.3.2 Deslocamento

A taxa de deslocamento em 24 horas foi 8.850 metros, sendo que o maior deslocamento foi verificado no intervalo entre 0 e 6 horas (4.330 metros). No período entre 12 e 15 horas foi verificado ausência de deslocamento (Tabela 4.3). A taxa média de deslocamentos por hora foi de 368,75 metros ($\pm 255,94$).

Tabela 4.3. Deslocamento (em metros) em um intervalo de 3 horas, para o *C. thous* monitorado na Fazenda Açú (PR), durante a expedição de 24 horas.

PERÍODO	DESLOCAMENTO (m)
9 as 12	200
12 as 15	10
15 as 18	1.100
18 as 21	1.470
21 as 24	800
0 as 3	2.140
3 as 6	2.190
6 as 9	940

A taxa de deslocamento apresentou uma correlação negativa com o horário das localizações, de acordo com o grau de luminosidade, segundo a correlação de Pearson ($r=-0,73$; $p=0,03$), sendo verificados, entretanto, deslocamentos em diferentes horários do dia (Figura 4.6).

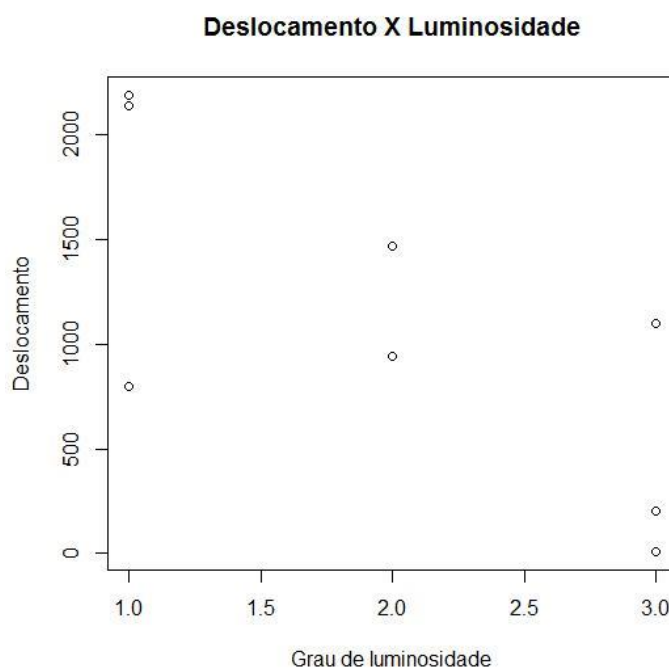


Figura 4.6. Relação entre o grau de luminosidade (onde 1= 21 às 06 horas, 2= 6 às 9 horas e 18 às 21 horas, 3= 9 às 18 horas) e a taxa de deslocamento (em metros) do *C. thous* monitorado na Fazenda Açú (PR).

5.3.3 Seleção de hábitat

Quatro tipos diferentes de habitats compõe a área de estudo (5.957 ha), sendo eles: cultivo (82,45%); fragmento florestal (11,62%); mata-ciliar (5,77%) e corpos d'água (0,16%). As Tabelas 4.4 e 4.5 sumarizam a utilização dos diferentes habitats pelo CT1, sendo que o mesmo mostrou uma seleção positiva para os habitats fragmento, mata-ciliar e corpos d'água tanto na avaliação de terceira ordem (tabela 4), como na de segunda ordem (tabela 5). De outro modo, a cultura foi utilizada em menor proporção do que disponível, retornando em índices negativos (tabela 4 e 5). Entretanto, vale ressaltar que apesar da seleção para o habitat cultivo ter sido negativa, 50% das localizações do indivíduo estudado foram verificadas neste habitat, indicando intensa utilização do mesmo.

Tabela 4.4. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de *Ivlev* de cada habitat, para o *C. thous* monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de habitat de 3ª ordem.

3ª. Ordem	Área (ha)	% de cada área	% de uso	Índice de <i>Ivlev</i>
Corpos d'água	0,80	0,18%	4,17%	0,92
Cultura	348,69	77,31%	50%	-0,21
Mata-ciliar	38,36	8,51%	12,50%	0,19
Fragmento	63,17	14 %	33,33%	0,41
Total	451,02	100%	100%	

Tabela 4.5. Área em hectares e sua proporção, porcentagem de uso e índice de eletividade de *Ivlev* de cada habitat, para o *C. thous* monitorado na Fazenda Açú (PR), em seleção de habitat de 2ª ordem.

2ª. Ordem	Área(ha)	% de cada área	% de uso	Índice de <i>Ivlev</i>
Corpos d'água	9,46	0,16%	4,17%	0,93
Cultura	4911,33	82,45%	50%	-0,24
Mata-ciliar	343,72	5,77%	12,50%	0,37
Fragmento	692,49	11,62%	33,33%	0,48
Total	5957	100%	100%	

5.4 DISCUSSÃO

Visto que a área de estudo inclui muitas linhas de alta tensão, além de possuir o solo rico em ferro, fatores estes que interferem o posicionamento da agulha da bússola (Miguens, 2013), o elevado desvio padrão entre o azimute

magnético observado e o real (seis graus) era esperado. A acurácia obtida nos testes de estimativa de localização foi satisfatória e próxima àquela verificada por Rocha (2006).

A taxa de captura obtida ($8,33 \times 10^{-4}$) foi extremamente baixa quando comparada a demais estudos [p. ex. Nakano-Oliveira, 2002 (0,5%); Michalski *et al.*, 2006 (0,6%); Rocha, 2006 (6,1%)], apesar da maioria dos trabalhos não disponibilizarem este dado. É possível que este valor seja decorrente da baixa abundância da espécie na área de estudo, a qual sofre grandes influências de ações antrópicas como caça e pesca, além da presença de estradas rurais, rodovias, cães e gatos domésticos e cães e gatos ferais (obs. pess.).

A área de vida aqui estimada (451 ha) encontra-se dentro do intervalo conhecido para espécie através do MPC (30-1520 ha). Todavia, visto que a assíntota da curva de acumulação de área de vida não foi claramente atingida, é possível que a área de vida do indivíduo CT1 esteja subestimada. Além disso, nota-se uma diferença entre o valor calculado através de MPC (451 ha) e do Kernel 95% (986 ha). Sabe-se que o método Kernel é menos influenciado pelo número de localizações, quando comparado ao MPC (Worton 1989, Seaman & Powell, 1996, Kenward, *et al.* 2001), uma vez que calcula a provável área de vida baseando-se nas áreas utilizadas com maior frequência. Deste modo, mesmo se adotássemos o valor obtido através do Kernel 95%, a área de vida estimada para o CT1 encontraria-se dentro dos valores já estimados para a espécie. Por outro lado, é possível observar que o MPC foi fiel às áreas de maior utilização, indicando um valor de área de vida semelhante àquele apontado pelo Kernel 50%. É plausível que o cálculo realizado pelo Kernel 95% esteja refletindo um movimento exploratório de busca de recursos em meio a matriz, enquanto o Kernel 50% detectou, assim como o MPC, as áreas de maior intensidade de utilização, que correspondem às áreas florestadas e porções da matriz próximas às bordas dos fragmentos e matas-ciliares.

A área de vida diária de CT1 correspondeu a 63% da total, o que indica que os recursos necessários devem estar bem distribuídos ao longo de toda sua área de vida, particularmente nos setores de maior utilização (KF 50%). Maffei e Taber (2003), avaliando três indivíduos, a partir de seis expedições de 24 horas, verificaram que os mesmos utilizaram em média 14% de sua área total neste período.

Neste mesmo estudo, os autores verificaram uma taxa média de deslocamento de 3.520 metros em 24 horas, valor inferior aos 8.850 metros aqui verificados, o que deve estar atrelado ao fato da área de vida diária estimada por Maffei e Taber (2003) (36 ha) ter sido inferior à estimada aqui (286 ha). É possível que os elevados valores de área de vida diária e deslocamentos em 24 horas reportados neste estudo, quando comparados aos de Maffei e Taber (2003), sejam decorrentes da alta utilização da matriz, visto que o indivíduo partiu para o cultivo e retornou à área florestada repetidas vezes durante a expedição.

Diferente do que se esperaria, a análise da compilação de estudos sobre uso do espaço por *C. thous* não evidenciou uma relação entre o número de localizações obtidas e a área de vida estimada, o que é possivelmente decorrente do fato da maioria das pesquisas realizarem um número suficiente de localizações, a ponto de atingir a assíntota da curva de acumulação de área de vida. Por outro lado, foi observada uma pequena tendência de relação entre o tamanho da área de vida estimada e o tamanho da área de estudo, o que deve ser resultado de algumas áreas estudadas serem pequenas a ponto de limitar a área de vida dos indivíduos que as habitam e da possibilidade de ampliação da área de vida individual ao passo que mais área livre esteja disponível.

Em 1989, Yanosky e Mercolli apontaram para uma grande utilização das bordas dos corpos d'água por *C. thous*. Posteriormente, Michalski (2000) verificou que 68% das localizações de uma fêmea eram próximas à água. Rocha (2006) sugeriu que a presença de água seria um fator determinante no uso do espaço pela espécie, de modo que a grande disponibilidade de água permitiria a utilização de uma pequena área de vida, como verificado pela autora e também posteriormente por Bianchi (2009) no Pantanal Sul-Mato-Grossense. No presente estudo, os índices de eletividade de Ivlev apontaram uma seleção do indivíduo CT1 pelos habitats florestados e principalmente pelos corpos d'água, o que está de acordo com os resultados obtidos nos trabalhos supracitados, indicando um papel fundamental dos corpos d'água na determinação do uso do espaço pela espécie. Outra questão importante é a dificuldade de dissociar os corpos d'água das mata-ciliares, já que ambos estão altamente correlacionados, o que aponta para a relevância de manutenção deste conjunto.

Além disso, Bianchi (2009) aponta que a variação nos valores de área de vida pode ser amplamente explicada pela latitude. A autora, a partir da compilação de sete estudos, excluindo um posteriormente, indica uma boa correlação positiva (com índice de correlação de 0,79) entre a área de vida estimada e a latitude. Todavia, a partir da compilação dos 14 estudos aqui realizada, não foi possível verificar esta correlação ($r = -0,04$; $p = 0,93$), uma vez que os oito estudos acrescidos no presente estudo não contribuíram para relação positiva entre os fatores avaliados. Tal resultado pode ser decorrente do fato da latitude não influenciar tão fortemente a disponibilidade de recursos utilizada pela espécie ou da disponibilidade de recursos não ser o principal fator de influência da área de vida de *C. thous*. Por outro lado, sabe-se que a dieta pode ter grande influência no tamanho das áreas de vida de espécies generalistas e oportunistas, como é o caso do cachorro-do-mato, uma vez que a disponibilidade diferencial dos alimentos vai gerar uma maior ou menor necessidade de forrageamento (Gittleman e Harvey, 1982; Gompper e Gittleman, 1991; Juarez e Marinho-Filho, 2002). Tal padrão pode ser responsável pela variação individual de área de vida verificada dentro da maioria dos estudos (verificar Anexo IV), como uma resposta local à disponibilidade diferencial de alimentos.

A plasticidade verificada com relação ao tamanho de área de vida é encontrada também para seleção de hábitat. A espécie costuma estar associada a ambientes abertos (Brady, 1979; Sunkist *et al.*, 1989; Macdonald e Courtenay, 1996; Michalski, 2000; Rocha, 2006; Trovati *et al.*, 2007), porém Maffei e Taber (2003) e Faria-Côrrea (2004) notaram uma seleção de utilização de florestas e matas-ciliares, apesar de também verificarem a utilização de áreas abertas, o que está de acordo com o presente estudo. Porém, apesar de índices de eletividade de *I. l.* negativos terem sido encontrados, 50% das localizações de CT1 foram realizadas nos cultivos. O período em que o indivíduo foi monitorado foi o de produtividade de milho, o que pode ter atraído o mesmo para as culturas, visto que, além da disponibilidade direta de grãos, existe um grande número de invertebrados e pequenos vertebrados atraídos pelo milho. Juarez e Marinho-Filho (2002), já haviam indicado o uso de áreas cultivadas de milho e soja pela espécie, sem realizar, contudo, uma análise de seleção de hábitat.

Considerando que os cachorros-do-mato são primariamente noturnos (Nakano-Oliveira, 2002; Maffei e Taber, 2003; Faria-Corrêa, 2004), a relação

negativa observada entre taxa de deslocamento e grau de luminosidade era prevista, de acordo com a hipótese inicial. Por outro lado, vários autores tem relatado a presença de atividade diurna para a espécie. Nakano-Oliveira (2002) notou atividades eventuais durante o dia, apesar da maior atividade noturna, enquanto Maffei e Taber (2003) também observaram atividades diurnas esporádicas e uma recorrente ausência de atividade entre 0 e 2 horas. Faria-Corrêa (2004) indicou o período entre 18 e 6 horas como sendo o de maior atividade, sendo a mesma reduzida entre 6 e 12 horas e praticamente nula entre 12 e 18 horas. Korontai (2011) registrou alta frequência de atividade diurna, de modo que, ao considerar o período total de monitoramento durante o dia, os indivíduos se encontravam ativos em até 41% do tempo. A autora sugere então, que a atividade diurna seja mais frequente do que a que vêm sendo relatada em literatura. No presente estudo foram verificados deslocamentos em diferentes horários, indicando que apesar da atividade principal ser durante a noite, a espécie também é ativa nos períodos de maior luminosidade.

O presente estudo traz dados sobre o uso do espaço por *C. thous* em um cenário florestal fragmentado inserido em matriz de cultivo. Visto que os dados apresentados foram baseados em apenas um indivíduo, é importante ter em mente que os resultados não devem ser extrapolados para população local ou para a espécie como um todo. Todavia, este indivíduo gerou dados bastante interessantes e originais acerca do uso do espaço pela espécie, o que será de grande relevância para a análise conjunta de investigações sobre a mesma. O indivíduo monitorado apresentou um tamanho de área de vida dentro do intervalo já conhecido, o qual é bastante amplo devido à plasticidade desta espécie generalista e oportunista (Gittleman e Harvey, 1982; Gompper e Gittleman, 1991; Juarez e Marinho-Filho, 2002; Trovati, 2007). De acordo com a hipótese inicialmente proposta, foi possível notar a intensa utilização da matriz por *C. thous* durante suas atividades, estando 50% das suas localizações neste hábitat. Este resultado é inédito para a espécie, o que pode ser um indicativo de como a mesma é capaz de se adaptar frente a um ambiente alterado. Considerando-se que os cachorros-do-mato costumam viver em pares ou em pequenos grupos é possível que o alimento disponível nas pequenas porções de remanescentes restantes não seja suficiente para suprir a demanda energética do bando, o qual acaba tendo de se deslocar para as áreas de cultivo, as

quais apresentam alta disponibilidade de alimento, principalmente na época de produção.

5.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BERTA, A. *Cerdocyon thous*. **Mammalian Species**, 186: 1-4. 1982.

BIANCHI, R. C. **Ecologia de mesocarnívoros em uma área no Pantanal Central, Mato Grosso do Sul**. 193 p. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 2009.

BRADY, C. A. **Observations on the behavior and ecology of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*)**. Pp. 161-171. *In*: EISENBERG, J. F. (Ed.). *Vertebrate ecology in the northern Neotropics*. Washington: Smithsonian Institution Press. 1979.

CALENGE, C. The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. **Ecological Modelling**, 197, 516-519. 2006.

CHEIDA, C.C.; NAKANO-OLIVEIRA, E.; FUSCO-COSTA, R.; ROCHA-MENDES, F. & QUADROS, J. **Ordem Carnívora**. *In*: REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A. & LIMA, I.P. (eds.). *Mamíferos do Brasil*. 2^a Edição. Londrina. 439p. 2011.

COURTENAY, O.; MAFFEI, L. **Crab-eating fox *Cerdocyon thous* Least Concern**. Pp. 32-38. *In*: SILLERO-ZUBIRI, C.; HOFFMANN, M.; MACDONALD, D. W. (Eds.). *Canids: Foxes, Wolves and Dogs. Status, survey and conservation action plan*. Switzerland and Cambridge: IUCN/SSC Canid Specialist Group. 2004.

CRAWSHAW, P. G. **Comparative ecology of ocelot (*Felis pardalis*) e jaguar *Panthera onca* in a protected subtropical forest in Brazil and Argentina**. 189p. *PhD Thesis*. University of Florida, Gainesville, Florida. 1995.

FACURE, K. G.; MONTEIRO-FILHO, E. L.A. Feeding habits of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Carnivora, Canidae), in a suburban area of southeastern Brazil. **Mammalia**, 60 (1): 147-149. 1996.

FARIA-CORRÊA, M. **Ecologia de graxains (Carnívora: Canidae; *Cerdocyon thous* e *Pseudalopex gymnocercus*) em um remanescente de Mata Atlântica na região metropolitana de Porto Alegre - Parque Estadual de Itapuã - Rio Grande do Sul, Brasil**. 96p. Dissertação de Mestrado, UFRS, Porto Alegre. 2004.

GITTLEMAN, J.L.; HARVEY, P.H. Carnivore Home-Range Size, Metabolic Needs and Ecology. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, 10: 57-63. 1982.

GOMPPER, M. E. & GITTLEMAN, J. L. Home range scaling: intraspecific and comparative trends. **Oecologia**, 78: 343-348. 1991.

GOODRICH, J. M.; BUSKIRK, S. W. Control of abundant native vertebrates for conservation of endangered species. **Conservation Biology**, 9:1357-1364. 1995.

HEMSON, G.; JOHNSON, P.; SOUTH, A.; KENWARD, R.; RIPLEY, R.; MACDONALD, D. Are kernels the mustards? Data from global positioning system (GPS) collars suggests problems for Kernel home-range analyses with least-square cross-validation. **Journal of Animal Ecology**, 74: 455-463. 2005.

IVLEV, V. S. **Experimental Ecology of the Feeding of Fishes**. New Haven: Yale University Press. 1961.

JOHNSON, D. H. The comparasion of usage and availability measurements for evaluating resource preference. **Ecology**: 61: 65-71. 1980.

JUAREZ, K. M.; MARINHO-FILHO, J. Diet, habitat use and home ranges of sympatric canids in Central Brazil. **Journal of Mammalogy**, 83(4): 925-933. 2002.

KENWARD, R. E. **Historical and Practical Perspectives**. Pp. 3-12. *In*: MILLSPAUGH, J. J.; MARZLUFF, J. M. (eds). Radio Tracking and Animal Populations. Academic Press. 474p. 2001.

KORONTAI, V. F. **Uso do espaço de uma comunidade de carnívoros (Mammalia: Carnivora) em uma região influenciada por ação humana, na Ilha de Cananéia, litoral Sul Do Estado de São Paulo**. 83p. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus. 2011.

MACDONALD, D. W.; COURTENAY, O. Enduring social relationships in a population of crab-eating zorros, *Cerdocyon thous*, in Amazonian Brazil (Carnivora, Canidae). **Journal of Zoology**, 239: 329-355. 1996.

MICHALSKI, F. **Ecologia de carnívoros em área alterada no sudeste do Brasil**. 96p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2000.

MICHALSKI, F.; CRAWSHAW, P. G.; OLIVEIRA, T. G.; FÁBIAN, M. E. Notes on home range and habitat use of three small carnivore species in a disturbed vegetation mosaic of southeastern Brazil. **Mammalia**, 2006: 52–57. 2006.

MIGUENS, A. P. **Agulhas náuticas; Conversão de rumos e marcações**. p:72-116. *In*: MIGUENS, A. P. Navegação: A ciência e a arte, Volume I: Navegação costeira, estimada e em águas restritas. 2013.

MAFFEI, L.; TABER, A. B. Área de acción, actividad y uso de habitat del zorro de patas negras, *Cerdocyon thous*, en un bosque seco. **Mastozoología Neotropical**, 10(1): 154-160. 2003.

MOHR, C. O. (1947). Table of equivalent populations of North American mammals. **American Midland Naturalist**, 37: 223-249. 1947.

MONTGOMERY, G. G.; LUBIN, Y. D. Social structure and food habits of crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) in Venezuelan Llanos. **Acta Cient. Venezolana**, 29(5): 382-383. 1978.

NAKANO-OLIVEIRA, E. N. C. **Ecologia alimentar e área de vida de carnívoros da Floresta Nacional de Ipanema, Iperó, SP (Carnivora: Mammalia)**. 97p. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2002.

NAKANO-OLIVEIRA, E. N. C. **Ecologia e conservação de mamíferos carnívoros de Mata Atlântica na região do Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia, Estado de São Paulo**. 217p. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2006.

POWELL, R. A. **Animal home ranges and territories and home range estimators**. 65-110p, *In*: BOITANI, L.; FULLER, T. K. (eds.). Research techniques in animal ecology: controversies and consequences. Columbia University Press, New York, USA. 2000.

PREVEDELLO, J. A.; MENDONÇA, A. F.; VIEIRA, M. V. Uso do espaço por pequenos mamíferos: uma análise dos estudos realizados no Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, 12(4): 610-625. 2008.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2014. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

ROCHA, F. L. 2006. **Áreas de uso e seleção de habitats de três espécies de carnívoros de médio porte na Fazenda Nhumirim e arredores, Pantanal da Nhecolândia, MS**. 93p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 2006.

SANTOS, JR., T. S. **Mamíferos do Cerrado de Mato Grosso, com ênfase no uso do espaço por *Cerdocyon thous* (Carnivora, Canidae) e *Mazama gouazoubira* (Artiodactyla, Cervidae)**. 86p. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2013.

SANTOS, L. B.; CHEIDA, C. C; REIS, N. R. Ordem Carnivora. p141-164. *In*: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; FRREGONEZI, M. N.; ROSSANEIS, B. K. 2009. **Guia Ilustrado Mamíferos do Paraná-Brasil**. Editora USEB. Pelotas. 220p. 2009.

SEAMAN, D. E.; POWELL, R. A. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. **Ecology**, 77: 2075-2085. 1996.

SUNQUIST, M. E., SUNQUIST, F.; DANEKE, D. E. **Ecological separation in a Venezuelan Llanos carnivore community**. p. 197-232. *In*: REDFORD, K. H.; EISENBERG, J. F. (ed.). *Advances in neotropical mammalogy*. EUA: Sandhill crane press. P. 197-232. 1989.

SWIHART, R. F. & SLADE, N. A. Influence of sampling intervals on estimates of home range size. **Journal of Wildlife Management**, 49: 1019-1025. 1985.

TROVATI, R. G.; BRITO, B. A.; DUARTE, J. M. B. Área de uso e utilização de hábitat de cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous* Linnaeus, 1766) no cerrado da região central do Tocantins, Brasil. **Mastozoología Neotropical**, 14(1): 61-68. 2007

WHITE, G. C. & GARROT, R. A. **Analysis of wildlife radio-tracking data**. Nova York: Academic Press. 383p. 1990.

WORTON, B. J. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home range studies. **Ecology**, 70: 164-168. 1989.

YANOSKY, A. A. & MECOLLI, C. Uso del bañado por mamíferos noturnos com especial referencia a *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) y *Procyon cancrivorus* (Cuvier, 1798). **Spheniscus**, 8: 21-30. 1989.

ZIMMERMAN, J. W.; POWELL, R. A. Radiotelemetry error: location error method compared with error polygons and confidence ellipses. **Canadian Journal of Zoology**, 73: 1123-1133. 1995.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O monitoramento através da telemetria por ondas VHF, aqui aplicado, se mostrou um método adequado e satisfatório para o presente estudo. Das principais vantagens do mesmo destacam-se a necessidade de uma única captura do indivíduo a ser avaliado e a possibilidade de obtenção de inúmeras localizações do mesmo, o qual pode ser acompanhado continuamente por longos períodos, em uma ampla cobertura espacial. Por outro lado, faz-se necessária a mobilização de uma grande equipe, diversa e qualificada, a qual deve permanecer em campo durante longas expedições. Além do mais, cada localização determinada é uma estimativa, visto que o método não oferece a mesma precisão da observação direta do animal. Deste modo, é importante delinear os objetivos e definir a disponibilidade de recursos específicos de cada projeto, a fim de verificar a potencialidade do método para o sucesso do estudo.

Os valores de área de vida aqui estimados para *Didelphis albiventris* são os maiores já registrados até o momento, o que se atribui ao elevado número de localizações aqui realizado, visto que poucos estudos lançaram mão da telemetria para avaliar a espécie. Por outro lado, *Nasua nasua* e *Cerdocyon thous*, que são com grande frequência estudados através da telemetria, mostraram valores de área de vida dentro do intervalo já conhecido para estas espécies. A área de vida média estimada para os quatis encontra-se próxima ao limite inferior dos valores registrados para *N.nasua* (ver. Anexo III), o que se acredita estar relacionado à grande disponibilidade de água na área de estudo, além de um aumento no aporte alimentar advindo da matriz, principalmente no período de produção de grãos.

Como esperado, foi encontrada uma relação positiva entre taxa de deslocamento e grau de luminosidade para *N. nasua* e negativa para *C.thous* e *D. albiventris*, uma vez que o primeiro é primariamente diurno e os outros dois primariamente noturnos. Contudo, como já verificado por outros autores (Vaughan e Hawkins, 1999; Allen *et al.*, 1985; Nakano-Oliveira, 2002; Maffei e Taber, 2003), ainda que exista uma maior atividade em determinado período do dia, todas as espécies apresentaram deslocamentos, mesmo que menos intensos, nos demais períodos. Apesar de presumidamente existir um período de maior eficiência nas

atividades de cada espécie, seja por preferência ou por disponibilidade de determinado ambiente em um período específico, pode não ser possível obter todos os recursos necessários em uma única jornada, sendo portanto, necessária a utilização periódica de um período adicional. Além disso, esta poderia ser uma estratégia para evitar o encontro indesejável com outro indivíduo ou espécie que utilize a mesma área. Considerando que as três espécies estudadas podem ser presas, este comportamento reduz a exposição à longo prazo, sem intervalos, a possíveis predadores.

Foi possível notar uma diferença entre o modo como as três espécies utilizaram este cenário fragmentado, apesar de todos serem genericamente classificados como onívoros. Os gambás utilizaram amplamente fragmentos e matas-ciliares, com baixo uso dos cultivos, os quais aparentemente foram explorados principalmente para deslocamento entre fragmentos. É possível que os gambás, por serem de menor porte e de hábito solitário (Santos e Santori, 2009; Rossi *et al.*, 2006), não tiveram necessidade de utilizar os cultivos com tanta frequência, uma vez que as áreas florestadas remanescentes são aparentemente suficientes para sua sobrevivência. Os quatis frequentaram os cultivos com maior intensidade do que os gambás, sendo que o uso deste habitat foi influenciado pela sua altura. Como os quatis são animais generalistas e de comportamento social (Cheida *et al.*, 2006; Santos *et al.*, 2009), mesmo que as matas-ciliares e fragmentos florestais sejam de extrema importância para sua manutenção, é possível que estas áreas não sejam capazes de suprir toda a demanda energética do grupo frente à fragmentação. Deste modo, os quatis fizeram uso mais intenso da matriz quando a mesma oferecia recursos alimentares e proteção, sendo que na maior parte do tempo os mesmos mantinham-se próximos às bordas dos fragmentos, com as localizações em matriz distantes de remanescentes possivelmente atreladas a deslocamentos entre áreas de maior utilização. Já o cachorro-do-mato, que costuma viver em pares ou compor pequenos grupos (Montgomery & Lubin, 1978; Brady, 1979; Macdonald & Courtenay, 1996), mostrou uma grande utilização da matriz sem permanecer restrito às bordas, como os quatis. Do mesmo modo que o suposto para *N. nasua* é plausível que os fragmentos e matas-ciliares remanescentes não tenham sido suficientes para suprir toda a demanda de recursos de *C. thous*. Contudo, uma vez que os cachorros-do-mato,

diferentemente dos quatis, não são capazes de utilizar o espaço arbóreo, o que ampliaria seu volume de área para forrageamento, os mesmos necessitariam explorar a matriz com mais intensidade para a obtenção de recursos. No entanto, o cultivo pode estar apenas constituindo uma área acessória com oferta de recursos, a qual é utilizada em diferentes graus frente ao comportamento oportunista das espécies estudadas.

Sabe-se que a permeabilidade relativa da matriz é essencial para manutenção das espécies em um cenário fragmentado, onde a presença da matriz é constante e cada vez maior (Franklin, 1993; Vandermeer e Perfecto, 2007). De acordo com a hipótese inicial, a matriz parece estar atuando como facilitador no deslocamento entre remanescentes, sendo mais utilizada por *N. nasua* e *C. thous*, inclusive para forrageamento. Além disso, apesar de possivelmente inibir a travessia de *D. albiventris* entre fragmentos, a mesma não impossibilita tal ação, evidenciando certa permeabilidade, o que é de extrema importância para a manutenção destas populações. Por outro lado, mesmo que a matriz seja capaz de oferecer alimento, as áreas florestadas aparentam ser primordiais para a permanência dos animais por disponibilizarem abrigos, água, além de locais para a socialização de algumas das espécies, reduzindo assim o risco de exposição e de predação em períodos de descanso.

Assim sendo, com base nos resultados obtidos, sugere-se as seguintes medidas visando à otimização do manejo da paisagem, tanto para a área de estudo como para ambientes similares ao mesmo:

- 1) Conservação dos fragmentos remanescentes, inclusive os que possuem área reduzida, já que os mesmos são capazes de realizar a manutenção de indivíduos, mesmo que para isso seja necessária a utilização conjunta de fragmentos.
- 2) Manutenção da mata-ciliar, a qual funciona como importante corredor entre fragmentos, além de oferecer uma gama de recursos, protegendo, inclusive, muitos corpos d'água.
- 3) Inserção de novos corredores ecológicos, buscando a ligação entre fragmentos isolados, evitando assim a exposição desnecessária dos animais e aumentando a conectividade do sistema.

6.1 REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICAS

ALLEN, C. H.; MARCHINTON, R. L.; MAC LENTZ, W. Movement, habitat use and denning of opossums in the Georgia Piedmont. **American Midland Naturalist**, 113(2): 408-412. 1985.

BEISIEGEL, B.M.; MANTOVANI, V. Habitat use, home range and foraging preferences of the coati *Nasua nasua* in a pluvial tropical Atlantic forest area. **Journal of Zoology**, 269(1): 77-87. 2006.

BRADY, C. A. **Observations on the behavior and ecology of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*)**. Pp. 161-171. In: EISENBERG, J. F. (Ed.). Vertebrate ecology in the northern Neotropics. Washington: Smithsonian Institute Press. 1979.

CHEIDA, C.C.; NAKANO-OLIVEIRA, E.; FUSCO-COSTA, R.; ROCHA-MENDES, F. & QUADROS, J. **Ordem Carnivora**. In: REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A. & LIMA, I.P. (eds.). Mamíferos do Brasil. Londrina. 437p. 2006.

FRANKLIN, J. F. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? **Ecological Applications**, 3: 202-205. 1993.

LEAL, K. P. G. **Uso do espaço por *Didelphis aurita* (Wied-Newied, 1826) em uma área fragmentada do Sul de Minas Gerais**. 82p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Lavras, Lavras. 2013.

MAFFEI, L.; TABER, A. B. Área de acción, actividad y uso de habitat del zorro de patas negras, *Cerdocyon thous*, en un bosque seco. **Mastozoología Neotropical**, 10(1): 154-160. 2003.

MACDONALD, D. W.; COURTENAY, O. Enduring social relationships in a population of crab-eating zorros, *Cerdocyon thous*, in Amazonian Brazil (Carnivora, Canidae). **Journal of Zoology**, 239: 329-355. 1996.

MONTGOMERY, G. G.; LUBIN, Y. D. Social structure and food habits of crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) in Venezuelan Llanos. **Acta Cient. Venezolana**, 29(5): 382-383. 1978.

NAKANO-OLIVEIRA, E. N. C. **Ecologia alimentar e área de vida de carnívoros da Floresta Nacional de Ipanema, Iperó, SP**. 103 p. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, São Paulo. 2002.

ROSSI, R.V.; BIANCONI, G.V.; PEDRO, W.A. **Ordem Didelphimorphia**. p.27-66. In: REIS, N.R. PERACCHI, A.L., PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. (Eds.) Mamíferos do Brasil. Universidade Estadual de Londrina, Londrina. 2006.

SANCHES, V. Q. A.; GOMES, M. M. A.; PASSOS, F. C.; GRACIOLLI, G.; RIBAS, A. C. A. Home-range and space use by *Didelphis albiventris* (Lund 1840) (Marsupialia, Didelphidae) in Mutum Island, Paraná river, Brazil. **Biota Neotropica**, 12(4): 1-6. 2012.

SANTOS, L. B.; CHEIDA, C. C.; REIS, N. R. 2009. **Ordem Carnivora**. p141-164. *In*: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; FRREGONEZI, M. N.; ROSSANEIS, B. K. Guia Ilustrado Mamíferos do Paraná-Brasil. Editora USEB. Pelotas. 220p. 2009.

SANTOS, L. B.; SANTORI, R. T. **Ordem Didelphimorphia**. p26-48. *In*: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; FRREGONEZI, M. N.; ROSSANEIS, B. K. Guia Ilustrado Mamíferos do Paraná-Brasil. Editora USEB. Pelotas. 220p. 2009.

VANDERMEER, J.; PERFECTO, I. The Agricultural Matrix and a Future Paradigm for Conservation. **Conservation Biology**, 21(1): 274-277. 2007.

VAUGHAN, C. S.; HAWKINS, L. F. Late dry season hábitat use of common opossum, *Didelphis marsupialis* (Marsupialia: Didelphidae) in neotropical lower montane agricultural areas. **Revista de Biología Tropical**, 47: 263-269. 1999.

ANEXO I. Estudos compilados e seus aspectos avaliados, onde AV = Área de vida, AVD = Área de vida diária, M = Mobilidade, SH = Seleção de habitat, UV = Utilização do estrato vertical, CF = Câmera fotográfica, CMR = Captura-marcação-recaptura, CR = Carretel de rastreamento, GPS = Telemetria por GPS, IN = Indícios, OBS = Observação direta, RT = Rádio-telemetria.

Estudo	País	Ordem	Atributo avaliado	Técnica utilizada	Bioma
Aguiar <i>et al.</i> , 2003	Brasil	Primates	AV, M	OBS	Mata Atlântica
Aléssio, 2004	Brasil	Didelphimorphia	AV, M	RT	Mata Atlântica
Aliaga-Rossel <i>et al.</i> , 2008	Panamá	Rodentia	AV, M, SH	RT	—
Almeida <i>et al.</i> , 2008	Brasil	Didelphimorphia	AVD, UV	CR	Mata Atlântica
Antunes, 2012	Brasil	Artiodactyla	AV, SH	RT	Pantanal
Baldwin e Baldwin, 1972	Panamá	Primates	AV	OBS	—
Bandeira de melo <i>et al.</i> , 2007	Brasil	Carnivora	AV, M	GPS	Cerrado
Beck-King <i>et al.</i> , 1999	Costa Rica	Rodentia	AV	RT	—
Beisiegel e Mantovani, 2006	Brasil	Carnivora	AV	IN, OBS	Mata Atlântica
Bianchi, 2009	Brasil	Carnivora	AV, SH	RT, CF	Pantanal
Boinski, 1987	Costa Rica	Primates	AV, M	OBS	—
Bonatti, 2006	Brasil	Carnivora	SH	OBS	Mata Atlântica
Bordignon, 1996	Brasil	Rodentia	AV	CMR	Mata Atlântica
Brady, 1979	Venezuela	Carnivora	AV, SH	RT	—
Cáceres e Monteiro-Filho, 2001	Brasil	Didelphimorphia	AV	CMR	Mata Atlântica
Cáceres, 2003	Brasil	Didelphimorphia	AV	CMR	Mata Atlântica
Canãs, 2010	Brasil	Perissodactyla	AV, SH	RT	Pantanal
Carrillo <i>et al.</i> , 2002	Costa Rica	Artiodactyla	AV, M, SH	RT	—
Carvalho e Vasconcellos, 1995	Brasil	Carnivora	AV, M	RT	Mata Atlântica
Cassano, 2006	Brasil	Pilosa	AV	RT	Mata Atlântica
Castellanos, 2011	Ecuador	Carnivora	AV	RT	—
Castillo <i>et al.</i> , 2012	Argentina	Carnivora	SH	RT	—
Cavalcanti e Gese, 2005	Brasil	Carnivora	AV, M	RT	Pantanal
Cavalcanti, 2010	Brasil	Carnivora	AV, M	RT	Cerrado

Cerboncini <i>et al.</i> , 2011	Brasil	Didelphimorphia	AV, M, AVD	RT, CR	Mata Atlântica
Coelho <i>et al.</i> , 2008	Brasil	Carnivora	AV, SH	GPS	Cerrado e Mata Atlântica
Corriale <i>et al.</i> , 2013	Argentina	Rodentia	AV, SH	OBS	—
Costa <i>et al.</i> , 2009	Brasil	Carnivora	AV	OBS	Cerrado
Crawshaw, 1995	Brasil	Carnivora	AV	RT	Mata Atlântica
Cristobal-Azkarate e Arroyo-Rodriguez, 2007	México	Primates	AV	OBS	—
Defler, 1979	Colômbia	Primates	AV	OBS	—
Di Bitetti <i>et al.</i> , 2006	Argentina	Carnivora	AV, SH	CF	—
Di Bitetti, 2001	Argentina	Primates	AV	OBS	Mata Atlântica
Di fiore, 2003	Ecuador	Primates	AV, M	OBS	—
Dillon e Kelly, 2007	Belize	Carnivora	AV	RT	—
Dillon e Kelly, 2008	Belize	Carnivora	AV	RT	—
Dillon, 2005	Belize	Carnivora	AV, M	RT, CF	—
Donadio <i>et al.</i> , 2001	Argentina	Carnivora	AV, SH	RT	—
Dunstone <i>et al.</i> , 2002	Chile	Carnivora	AV	RT, CF	—
Emmons, 1988	Peru	Carnivora	AV	RT	—
Encarnação, 1987	Brasil	Cingulata	AV	RT	Cerrado
Farias <i>et al.</i> , 2006	México	Lagomorpha	AV	RT	—
Foerster e Vaughan, 2002	Costa Rica	Perissodactyla	AV, M, SH	RT	—
Fontes, 2011	Brasil	Primates	AV	OBS	Mata Atlântica
Fragoso, 1998	Brasil	Artiodactyla	AV, M	RT	Amazônia
Franklin <i>et al.</i> .,1999	Chile	Carnivora	AV	RT	—
Fusco-Costa <i>et al.</i> , 2010	Brasil	Carnivora	AV, M	CF	Mata Atlântica
Gavazzi <i>et al.</i> , 2009	Belize	Primates	AV	OBS	—
Gentile e cerqueira, 1995	Brasil	Didelphimorphia	M	CMR	Mata Atlântica
Jácomo <i>et al.</i> , 2009	Brasil	Carnivora	AV	RT	Cerrado
Johnson e Franklin, 1994	Chile	Carnivora	AV, M	RT	—
Johnson <i>et al.</i> , 1988	Chile	Carnivora	AV	RT	—
Jorge e Peres, 2005	Brasil	Rodentia	AV	RT	Amazônia

Juarez e Marino filho 2002	Brasil	Carnivora	AV	RT	Cerrado
Judas e Henry, 1999	Guiana Francesa	Artiodactyla	AV	RT	—
Julien-Laferriere, 1993	Guiana Francesa	Carnivora	AV, M	RT	—
Kasper <i>et al.</i> , 2012	Brasil	Carnivora	AV, M, SH	RT	Pampas
Kinzey <i>et al.</i> , 1977	Peru	Primates	AV, M	OBS	—
Konecny, 1989	Belize	Carnivora	AV, M	RT	—
Korontai, 2011	Brasil	Carnivora	AV, M	RT	Mata Atlântica
Lacerda, 2008	Brasil	Artiodactyla	AV, SH	RT	Pantanal
Leal, 2013	Brasil	Didelphimorphia	AVD, M, SH	CR, RT	Mata Atlântica
Ludlow e Sunkuist, 1987	Venezuela	Carnivora	AV	RT	—
Ludwig <i>et al.</i> , 2005	Brasil	Primates	AV, M	OBS	Mata Atlântica
Macdonald e Courtenay, 1996	Brasil	Carnivora	AV, SH	RT	Cerrado
Maffei e Noss, 2008	Bolívia	Carnivora	AV	RT, CF	—
Maffei e Taber, 2003	Bolívia	Carnivora	AV, M, SH	RT	—
Maffei <i>et al.</i> , 2007	Bolívia	Carnivora	AV	RT, CF	—
Manfredi <i>et al.</i> , 2006	Argentina	Carnivora	AV	RT	—
Manfredi <i>et al.</i> , 2011	Argentina	Carnivora	M	RT	—
Mares <i>et al.</i> , 2008	Panamá	Carnivora	AV, M	RT	—
Medri e Mourão, 2005	Brasil	Pilosa	AV, SH	RT, GPS	Pantanal
Mendel e Vieira, 2003	Brasil	Didelphimorphia	AVD, UV, M	CR	Mata Atlântica
Michalski <i>et al.</i> , 2006	Brasil	Carnivora	AV, SH	RT	Mata Atlântica
Monteiro-Filho, 1987	Brasil	Didelphimorphia	AV, M	CMR	Mata Atlântica
Nakano-Oliveira, 2002	Brasil	Carnivora	AV	RT	Mata Atlântica
Nakano-Oliveira, 2006	Brasil	Carnivora	AV	RT	Mata Atlântica
Oliveira, 2012	Brasil	Carnivora	AV, M	CF	Caatinga
Oliveira <i>et al.</i> , 2012	Brasil	Rodentia	AV, M	RT	Mata Atlântica
Nakano-Oliveira, 2002	Brasil	Carnivora	AV	RT	Mata Atlântica
Passamani e Rylands, 2000	Brasil	Primates	AV, M	OBS	Mata Atlântica
Passamani, 2009	Brasil	Rodentia	AV, M	RT	Mata Atlântica

Paveda e Sanchez-Palomino, 2004	Colômbia	Primates	AV	OBS	—
Penteado, 2012	Brasil	Carnivora	AV, M, SH	RT, GPS	Mata Atlântica
Ramalho e Magnusson, 2008	Brasil	Carnivora	SH	IN	Amazônia
Reyna-Hurtado et al., 2009	México	Artiodactyla	AV, M, SH	RT	—
Rocha, 2006	Brasil	Carnivora	AV, SH	RT	Pantanal
Rodrigues e Monteiro-Filho, 2000	Brasil	Artiodactyla	AV, M	RT	Cerrado
Rosa, 2007	Brasil	Pilosa	M	GPS	Cerrado
Salvatori <i>et al.</i> , 1999	Chile	Carnivora	AV	RT	—
Sanches <i>et al.</i> , 2012	Brasil	Didelphimorphia	AV	CMR	Mata Atlântica
Sanderson <i>et al.</i> , 2002	Chile	Carnivora	AV, M	RT	—
Santos Jr., 2013	Brasil	Artiodactyla e Carnivora	AV	RT	Cerrado
Scognamillo <i>et al.</i> , 2003	Venezuela	Carnivora	AV, M, SH	RT	—
Silva e Henriques, 2009	Brasil	Cingulata	AV	CMR	Cerrado
Silvius e Fragoso, 2003	Brasil	Rodentia	AV, M	RT	Amazônia
Soini, 1987	Peru	Primates	AV	OBS	—
Spehar <i>et al.</i> , 2010	Ecuador	Primates	AV	OBS	—
Sunquist <i>et al.</i> , 1987	Venezuela	Didelphimorphia	AV, M	RT	—
Thoysi <i>et al.</i> , 2002	Guiana Francesa	Primates	AV	OBS	—
Tobler <i>et al.</i> , 2013	Brasil	Carnivora	AV	CF	Amazônia
Trovati <i>et al.</i> , 2007	Brasil	Carnivora	AV	RT	Cerrado
Trovati <i>et al.</i> , 2010	Brasil	Carnivora	AV, SH	RT	Cerrado
Valenzuela e Ceballos 2000	México	Carnivora	AV, M, SH	RT	—
Vaughan e Hawkins, 1999	Costa Rica	Didelphimorphia	AV, M, SH	RT	—
Vaughan e Shoenfelder, 1999	Costa Rica	Cingulata	M	RT	—
Veiga, 2006	Brasil	Primates	AV, M	OBS	Amazônia
Vié <i>et al.</i> , 2001	Guiana Francesa	Primates	AV, M, UV	RT, OBS	—
Wright, 1978	Peru	Primates	AV	OBS	—

ANEXO II. Estudos compilados sobre o uso do espaço por *Didelphis*, incluindo espécie estudada; localidade, latitude e bioma referentes à área de estudo; método empregado; tamanho da área de estudo; número de indivíduos monitorados; número médio de localizações independentes (realizadas com intervalos de pelo menos 24 horas) por indivíduo; variação de área de vida dentro de cada estudo e área de vida média por estudo. Todos os valores referentes à área se encontram em hectares.

Referência	Espécie	Localidade	Latitude	Bioma	Método	Tamanho da área de estudo (ha)	Nº de indivíduos monitorados	Nº. médio de localizações	Variação de área de vida (ha)	Área de vida média (ha)
Este estudo	<i>D. albiventris</i>	Fazenda Açú, Palotina, PR, Brasil	24S	Mata Atlântica	telemetria	5957	5	40	13,83 a 116,9	42,08
Aléssio, 2004	<i>D. albiventris</i>	Reserva Ecológica de Dois Irmãos, Recife, PE, Brasil	8S	Mata Atlântica	telemetria	387,4	2	10	6,4 a 10,7	8,55
Allen <i>et al.</i> , 1985	<i>D. virginiana</i>	Grand Memorial Forest, Georgia Piedmont, Estados Unidos	34N	Floresta temperada	telemetria	6075	7	13,43	7,2 a 94,4	38,1
Almeida <i>et al.</i> , 2008	<i>D. albiventris</i>	Campus da PUC Minas, Belo Horizonte, MG, Brasil	20S	Mata Atlântica	carretel de rastreamento	10	40	não se aplica	0,01 a 0,38	0,08
Cáceres e Monteiro-Filho, 2001	<i>D. aurita</i>	Fragmento da Copel, Curitiba, PR, Brasil	25S	Mata Atlântica	CMR	5	8	15,75	0,2 a 3	1,56
Cáceres, 2003	<i>D. aurita</i>	Fragmento da Copel, Curitiba, PR, Brasil	25S	Mata Atlântica	CMR	5	9	16,56	0,6 a 2,7	1,22
Cerboncini <i>et al.</i> , 2011	<i>D. aurita</i>	Lavras, MG, Brasil	21S	Mata Atlântica	telemetria e carretel de rastreamento	Aproximadamente 65	4	18	1,5 a 9,5	5,03

Leal, 2013	<i>D. aurita</i>	Lavras, MG, Brasil	21S	Mata Atlântica	telemetria e carretel de rastreamento	Aproximadamente 600	5	37	5 a 45	19,12
Monteiro-Filho, 1987	<i>D. albiventris</i>	Rancho Isa e Fazenda Argentina, Campinas, SP, Brasil	23S	Mata Atlântica	CMR	5	4	não informado	não informado	5
Sanches <i>et al.</i> , 2012	<i>D. albiventris</i>	Ilha Mutum, Taquassuru, PR, Brasil	23S	Mata Atlântica	CMR	Não informado, porém a grade de coleta foi de 19,2 ha.	9	9,89	0,64 a 7,04	2,33
Sunquist <i>et al.</i> , 1987	<i>D. marsupialis</i>	Fazenda Hato Masaguaral, Ihanos da Venezuela Central	8N	Floresta equatorial	telemetria	não informado	8	28,7	5,3 a 165	54,8
Vaughan e Hawkins, 1999	<i>D. marsupialis</i>	Vale central, Costa Rica	10N	Floresta equatorial	telemetria	25	3	não informado	3,1 a 5,6	4,03
Wright <i>et al.</i> , 2012	<i>D. virginiana</i>	Área urbana e rural de Kirksville, MO, Estados Unidos	40N	Floresta temperada	telemetria	Aproximadamente 3130	8	26,88	2,8 a 90,1	27,69

ANEXO III. Estudos compilados sobre o uso do espaço por *Nasua nasua*, incluindo localidade, latitude e bioma referentes à área de estudo; método empregado; tamanho da área de estudo; número de indivíduos monitorados; número médio de localizações independentes (realizadas com intervalos de pelo menos 24 horas) por indivíduo; variação de área de vida dentro de cada estudo e área de vida média por estudo. Todos os valores referentes à área se encontram em hectares.

Referência	Localidade	Latitude	Bioma	Método	Tamanho da área de estudo (ha)	Nº de indivíduos monitorados	Nº médio de localizações	Variação de área de vida (ha)	Área de vida média (ha)
Este estudo	Fazenda Açú, Palotina, PR	24S	Mata Atlântica	telemetria	5957	6	33,8	7,58 a 935,46	294,36
Beisiegel e Mantovani, 2006	Parque Estadual Carlos Botelho, SP	24S	Mata Atlântica	Indícios e observação direta	37794	5 grupos	22,4 por grupo	não informado	455
Costa <i>et al.</i> , 2009	Parque da Prosa, MS	20S	Cerrado	observação direta	130	3 grupos e 5 machos	não informado	14 a 15	15
Crawshaw, 1995	Parque Nacional do Iguacú, PR	25S	Mata Atlântica	telemetria	175000	2	não informado	110 a 620	365
Nakano-Oliveira, 2002	Floresta Nacional de Ipanema, SP	23S	Mata Atlântica	telemetria	5069	2	63	490 a 630	560
Rocha, 2006	Nhecolândia, Pantanal Central, MS	18S	Pantanal	telemetria	5000	6	23,83	110 a 150	132,5
Trovati <i>et al.</i> , 2010	Lajeado, TO	9S	Cerrado	telemetria	20000	3	50	220 a 755	337,7

ANEXO IV. Estudos compilados sobre o uso do espaço por *Cerdocyon thous*, incluindo localidade e latitude referentes à área de estudo; método empregado; tamanho da área de estudo; número de indivíduos monitorados; número médio de localizações independentes (realizadas com intervalos de pelo menos 24 horas) por indivíduo; variação de área de vida dentro de cada estudo e área de vida média por estudo. Todos os valores referentes à área se encontram em hectares.

Referência	Localidade	Latitude	Método	Tamanho da área de estudo (ha)	N. de indivíduos monitorados	N. médio de localizações	Variação de área de vida (ha)	Área de vida média (ha)
Este estudo	Fazenda Açú, Palotina, PR, Brasil	24S	telemetria	5.957	1	23	x	451
Bianchi, 2009	Fazenda Nhumirim, MS, Brasil	19S	telemetria e cameras trap	4.310	7	72	130 a 280	180
Brady, 1979	Fundo Pecuário Masaguaral, Guárico, Venezuela	8N	telemetria	34.000	3 pares	não informado	60 a 96	70
Crawshaw, 1995	Parque Nacional do Iguacú, PR, Brasil	25S	telemetria	175.000	2	não informado	607 a 1520	1095
Juarez e Marinho-Filho, 2002	Rancho Rio Pratidão, BA, Brasil	14S	telemetria	20.000	1	30	x	1280
Korontai, 2011	Mata do Brocuanha, Ilha de Cananéia, SP, Brasil	24S	telemetria	187	3	114	97 a 142	123

Macdonald e Courtenay, 1996	Ilha de Marajó, PA, Brasil	0	telemetria	1.200	21	442	48 a 1042	532
Maffei e Taber, 2003	Estancia San Miguelito, Santa Cruz, Bolívia	17S	telemetria	60.000	3	não informado	110 a 280	216
Michalski, 2000	Floresta Nacional de Ipanema, SP, Brasil	23S	telemetria	5069	2	50	30 a 1110	570
Nakano-Oliveira, 2002	Floresta Nacional de Ipanema, SP, Brasil	23S	telemetria	5069	2	161	280 a 450	365
Nakano-Oliveira, 2006	Parque Estadual Ilha do Cardoso, SP, Brasil	25S	telemetria	15.100	7	58	54 a 207	110
Rocha, 2006	Nhecolândia, Pantanal Central, MS, Brasil	18S	telemetria	5000	5	40	100 a 190	146
Santos Jr., 2013	Chapada dos Guimarães e Fazenda Panflora, MS, Brasil	15S	telemetria	32.630	22	não informado	20 a 1441	715
Trovati <i>et al.</i> , 2007	Lajeado, TO, Brasil	9S	telemetria	20.000	3	54	250 a 672	458